

**UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA**

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR**

**DEPARTAMENTO DE PRODUCCIÓN VEGETAL**

***CRECIMIENTO DEL ARBOLADO, PRODUCCIÓN DE PASTO Y  
EFECTOS EDÁFICOS EN SISTEMAS SILVOPASTORALES  
FERTILIZADOS CON LODOS DE DEPURADORA. EFECTO  
RESIDUAL.***

Autor: Silvia Rodríguez Barreira.

Directores: Dr. Antonio Rigueiro Rodríguez.

Dra. M<sup>a</sup> Rosa Mosquera Losada.

Dra. Dña. María Rosa Mosquera Losada y Dr. D. Antonio Rigueiro Rodríguez como directores de la Tesis Doctoral: **Crecimiento del arbolado, producción de pasto y efectos edáficos en sistemas silvopastorales fertilizados con lodos de depuradora. Efecto residual.**

Realizada en el Departamento de Producción Vegetal de la Universidad de Santiago de Compostela

Autorizamos:

La presentación de la citada Tesis Doctoral, realizada por Silvia Rodríguez Barreira dado que consideramos que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Octubre de 2007

Fdo: M<sup>a</sup> Rosa Mosquera Losada

Fdo: Antonio Rigueiro Rodríguez

## **AGRADECIMIENTOS**

Hace tiempo que esperaba este momento, que parecía muy lejano en el tiempo, pero con insistencia hemos llegado a la meta.

En primer lugar, agradecer a mis directores Antonio Rigueiro Rodríguez y M<sup>a</sup> Rosa Mosquera Losada, toda la paciencia y dedicación que han sabido tener durante el largo camino de elaboración de esta tesis, así como sus palabras de apoyo cuando no se veía el final del túnel.

A Divina Vázquez, Teresa Piñeiro y Javier Santiago ya que nunca dudaron a la hora de realizar los análisis de laboratorio de hoy para ayer y que la recogida de muestras se realizara de forma correcta.

A Esther y Mercedes por vuestro aliento en los momentos de crisis.

A mis niñas, Sofía, Cristina e Isabel, por vuestro apoyo aunque en la distancia.

A mi familia, en especial a mi madre por su fortaleza en los momentos en los que no se ve una salida y por enseñarme que con paciencia todo llega.

A todos los que han puesto su granito de arena para que este proyecto saliera hacia delante.

Gracias.



*A mi madre y mi abuela*

## ÍNDICE GENERAL

<b>ÍNDICE DE TABLAS.</b>	IX
<b>ÍNDICE DE FIGURAS.</b>	XI
<b>I. INTRODUCCIÓN.</b>	1
<b>II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.</b>	7
2.1 SISTEMAS AGROFORESTALES.	9
2.1.1 Agrosilvicultura: Definición.	9
2.1.2 Tipos de sistemas agroforestales.	9
2.2 LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES.	11
2.2.1 Definición.	11
2.2.2 Los sistemas silvopastorales en Europa. Evolución histórica.	12
2.2.3 Características y clasificación de los sistemas silvopastorales.	14
2.2.4 Componentes de los sistemas silvopastorales.	16
2.2.5 Importancia de los elementos principales de los sistemas silvopastorales.	21
2.2.6 Beneficios de los sistemas silvopastorales.	26
2.2.7 Situación actual y perspectivas de los sistemas silvopastorales en Galicia.	28
2.3 IMPORTANCIA ACTUAL DEL <i>Pinus radiata</i> EN EL MUNDO, ESPAÑA Y GALICIA	32
2.3.1 Características de la especie.	33
2.3.2 Silvicultura.	35
2.4 CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS DE GALICIA.	37
2.5 NUTRIENTES EN SUELO Y PLANTA. REQUERIMIENTOS ANIMALES.	38
2.5.1 Macronutrientes.	39
2.5.1.1 Nitrógeno.	39
2.5.1.2 Fósforo.	42
2.5.1.3 Potasio.	44
2.5.1.4 Calcio.	45
2.5.1.5 Magnesio.	47
2.5.2 Micronutrientes.	48

2.5.2.1	<i>Factores que afectan a la disponibilidad de los micronutrientes</i>	49
2.5.2.2	<i>Cobre.....</i>	49
2.5.2.3	<i>Hierro.....</i>	51
2.5.2.4	<i>Zinc.....</i>	53
2.5.2.5	<i>Manganeso.....</i>	55
2.5.2.6	<i>Níquel.....</i>	56
2.5.3	<i>Sodio.....</i>	58
2.5.4	<i>Cromo. ....</i>	59
2.5.5	<i>Aluminio.....</i>	60
2.5.6	<i>Cadmio.....</i>	61
2.5.7	<i>Plomo.....</i>	62
2.5.8	<i>Mercurio.....</i>	63
2.6	<i>ENCALADO.....</i>	64
2.7	<i>FERTILIZACIÓN NITROGENADA.....</i>	66
2.8	<i>FERTILIZACIÓN ORGÁNICA: LODOS DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES. ....</i>	68
2.8.1	<i>Las aguas residuales urbanas: Origen de los lodos.....</i>	69
2.8.2	<i>Utilización y valorización de los lodos de aguas residuales.....</i>	70
2.8.3	<i>La calidad del lodo. ....</i>	72
2.8.4	<i>Empleo de los lodos como fertilizante. ....</i>	73
2.8.5	<i>Efectos de la adición de lodos sobre las propiedades químicas del suelo.....</i>	76
2.8.5.1	<i>Efectos sobre el pH.....</i>	77
2.8.5.2	<i>Efectos sobre la materia orgánica.....</i>	77
2.8.5.3	<i>Efectos sobre el contenido de nitrógeno.....</i>	77
2.8.5.4	<i>Efectos sobre la saturación de aluminio en el complejo de cambio. ....</i>	78
2.8.5.5	<i>Efectos sobre el contenido de fósforo.....</i>	78
2.8.5.6	<i>Efectos sobre el contenido de potasio.....</i>	78
2.8.5.7	<i>Efectos sobre el contenido de calcio.....</i>	78
2.8.5.8	<i>Efectos sobre el contenido de sodio.....</i>	78
2.8.5.9	<i>Efectos sobre el contenido de magnesio.....</i>	78

2.8.5.10	<i>Efectos sobre el contenido de cobre.....</i>	79
2.8.5.11	<i>Efectos sobre el contenido de hierro.....</i>	79
2.8.5.12	<i>Efectos sobre el contenido de zinc.....</i>	79
2.8.5.13	<i>Efectos sobre el contenido de manganeso.....</i>	79
2.8.5.14	<i>Efectos sobre el contenido de níquel.....</i>	80
2.8.5.15	<i>Efectos sobre el contenido de cromo.....</i>	80
2.8.5.16	<i>Efectos sobre el contenido de cadmio.....</i>	80
2.8.5.17	<i>Efectos sobre el contenido de plomo.....</i>	80
2.8.5.18	<i>Efectos sobre el contenido de mercurio.....</i>	81
2.8.6	<i>Efectos de la adición de lodos en el pasto.....</i>	81
2.8.6.1	<i>Efectos sobre la composición botánica.....</i>	81
2.8.6.2	<i>Efectos sobre el contenido de proteína.....</i>	81
2.8.6.3	<i>Efectos sobre el contenido de fósforo.....</i>	81
2.8.6.4	<i>Efectos sobre el contenido de potasio.....</i>	82
2.8.6.5	<i>Efectos sobre el contenido de calcio.....</i>	82
2.8.6.6	<i>Efectos sobre el contenido de sodio. ....</i>	82
2.8.6.7	<i>Efectos sobre el contenido de magnesio.....</i>	82
2.8.6.8	<i>Efectos sobre el contenido de cobre.....</i>	82
2.8.6.9	<i>Efectos sobre el contenido de hierro.....</i>	83
2.8.6.10	<i>Efectos sobre el contenido de zinc.....</i>	83
2.8.6.11	<i>Efectos sobre el contenido de manganeso.....</i>	83
2.8.6.12	<i>Efectos sobre el contenido de níquel.....</i>	83
2.8.6.13	<i>Efectos sobre el contenido de cromo.....</i>	83
2.8.6.14	<i>Efectos sobre el contenido de cadmio.....</i>	84
2.8.6.15	<i>Efectos sobre el contenido de plomo.....</i>	84
2.8.6.16	<i>Efectos sobre el contenido de mercurio.....</i>	84



<b>III. MATERIAL Y MÉTODOS</b>	85
3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ENSAYO	87
3.1.1 Localización del área de ensayo	87
3.1.2 Geología	87
3.1.3 Edafología	88
3.1.4 Estudio climático	89
3.1.5 Estudio previo de la vegetacion.	97
3.2 ESTABLECIMIENTO DEL ENSAYO	98
3.2.1 Tratamientos	98
3.2.2 Caracterización agronómica del lodo empleado	101
3.3 MEDICIONES Y MUESTREOS	101
3.3.1 Muestreos de suelo	101
3.3.2 Mediciones del arbolado	102
3.3.3 Muestreos de fiomasa	102
3.4 DETERMINACIONES EN LABORATORIO	103
3.4.1 Análisis de suelo	103
3.4.1.1 pH	103
3.4.1.2 Nitrógeno total	103
3.4.1.3 Fósforo total	103
3.4.1.4 Carbono total	103
3.4.1.5 Niveles totales de potasio, calcio, magnesio y sodio	104
3.4.1.6 Niveles totales y disponibles (potasio, calcio, magnesio, sodio y aluminio) según el método del cloruro bórico	104
3.4.1.7 Elementos disponibles según el método Mehlich 3	104
3.4.1.8 Microelementos y metales pesados totales	105
3.4.2 Fitomasa aérea	105
3.4.2.1 Composición botánica	105
3.4.2.2 Producción	105
3.4.2.3 Biodiversidad	106

3.4.2.4	<i>Proteína bruta</i> .....	106
3.4.2.5	<i>Fósforo</i> .....	106
3.4.2.6	<i>Macronutrientes totales</i> .....	106
3.4.2.7	<i>Microelementos y metales pesados</i> .....	106
3.5	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	107
<b>IV.</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	109
4.1	pH.....	111
4.2	MATERIA ORGÁNICA.....	114
4.3	NITRÓGENO SUELO.....	116
4.4	RELACIÓN CARBONO/NITROGENO.....	118
4.5	CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EFECTIVA.....	120
4.6	ALUMINIO.....	123
4.6.1	Porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio.....	123
4.6.2	Aluminio disponible según el método Mehlich.....	124
4.7	ARBOLADO.....	126
4.8	FITOMASA.....	129
4.8.1	Producción.....	129
4.8.2	Composición botánica.....	133
4.8.3	Biodiversidad.....	133
4.9	PROTEÍNA.....	137
4.10	FÓSFORO.....	138
4.10.1	Suelo.....	138
4.10.1.1	<i>Contenido de fósforo total en suelo</i> .....	138
4.10.1.2	<i>Fósforo disponible según el método Mehlich 3</i> .....	140
4.10.2	Fitomasa aérea.....	140
4.11	POTASIO.....	142
4.11.1	Suelo.....	142
4.11.1.1	<i>Contenido de potasio total en suelo</i> .....	142

4.11.1.2	Potasio disponible según el método del cloruro bórico.....	143
4.11.1.3	Potasio disponible según el método Mehlich 3.....	146
4.11.2	Fitomasa aérea.....	148
4.12	SODIO .....	150
4.12.1	Suelo.....	150
4.12.1.1	Contenido de sodio total en suelo.....	150
4.12.1.2	Sodio disponible según el método del cloruro bórico.....	152
4.12.2	Fitomasa aérea.....	154
4.13	CALCIO.....	155
4.13.1	Suelo.....	155
4.13.1.1	Contenido de calcio total en suelo.....	155
4.13.1.2	Calcio disponible según el método del cloruro bórico.....	156
4.13.1.3	Calcio disponible según el método Mehlich 3.....	159
4.13.2	Fitomasa aérea.....	160
4.14	MAGNESIO.....	163
4.14.1	Suelo.....	163
4.14.1.1	Contenido de magnesio total en suelo .....	163
4.14.1.2	Magnesio disponible según el método del cloruro bórico .....	165
4.14.1.3	Magnesio disponible según el método Mehlich 3.....	167
4.14.2	Fitomasa aérea.....	169
4.15	COBRE.....	170
4.15.1	Suelo.....	170
4.15.1.1	Contenido de cobre total en suelo.....	170
4.15.1.2	Cobre disponible según el método Mehlich 3.....	172
4.15.2	Fitomasa aérea.....	174
4.16	HIERRO.....	175
4.16.1	Suelo.....	175
4.16.1.1	Contenido de hierro total en suelo.....	175
4.16.1.2	Hierro disponible según el método Mehlich 3.....	175

4.16.2	Fitomasa aérea.....	178
4.17	ZINC.....	179
4.17.1	Suelo.....	179
4.17.1.1	Contenido de zinc total en suelo.....	179
4.17.1.2	Zinc disponible según el método Mehlich 3.....	181
4.17.2	Fitomasa aérea.....	183
4.18	MANGANESO.....	184
4.18.1	Suelo.....	184
4.18.1.1	Contenido de manganeso total en suelo.....	184
4.18.1.2	Manganeso disponible según el método Mehlich 3.....	186
4.18.2	Fitomasa aérea.....	188
4.19	NÍQUEL.....	189
4.19.1	Suelo.....	189
4.19.1.1	Contenido de níquel total en suelo.....	189
4.19.1.2	Níquel disponible según el método Mehlich 3.....	191
4.19.2	Fitomasa aérea.....	193
4.20	CROMO.....	194
4.20.1	Suelo.....	194
4.20.1.1	Contenido de cromo total en suelo.....	194
4.20.1.2	Cromo disponible según el método Mehlich 3.....	196
4.20.2	Fitomasa aérea.....	198
4.21	CADMIO.....	199
4.21.1	Suelo.....	199
4.21.1.1	Contenido de cadmio total en suelo .....	199
4.21.1.1	Cadmio disponible según el método Mehlich 3.....	199
4.21.2	Fitomasa aérea.....	202
4.22	PLOMO.....	203
4.22.1	Suelo.....	203
4.22.1.1	Contenido de plomo total en suelo.....	203
4.22.1.2	Plomo disponible según el método Mehlich 3.....	205

4.22.2	Fitomasa aérea.....	207
4.23	MERCURIO.....	208
4.23.1	Suelo.....	208
<b>V. DISCUSION.....</b>		<b>211</b>
<b>VI. CONCLUSIONES.....</b>		<b>243</b>
<b>VII. BIBLIOGRAFIA.....</b>		<b>247</b>
<b>VIII. ANEXO 1. ANALISIS ESTADISTICO.....</b>		<b>279</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

### I. INTRODUCCIÓN

### II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1 Ciclo selvícola intensivo para una plantación de <i>Pinus radiata</i> en terrenos con buena calidad de estación. (Dans <i>et al.</i> , 1999) .....	36
2 Ciclo selvícola progresivo para una plantación de <i>Pinus radiata</i> en terrenos con calidad de estación regular o mala. (Dans <i>et al.</i> , 1999) .....	36
3 <b>a</b> -Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos según el pH del mismo ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca). <b>b</b> -Valor límite de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria según el pH ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca) y <b>c</b> -cantidades anuales máximas de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años ( $\text{kg ha}^{-1}$ año) (R.D. 1310/1990). .....	74
4 Valor límite de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca) y cantidades anuales máximas de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años ( $\text{kg ha}^{-1}$ año $^{-1}$ ) en el horizonte de los años 2015 y 2025 (EEA, 2000). .....	75
5 Tasas de mineralización según la Environment Protection Agency (1994) para lodo no digerido, lodo digerido anaeróbicamente y lodo compostado. ....	76

### III. MATERIAL Y MÉTODOS

6 pH en agua (pH) y en CIK (pH CIK), contenido de materia orgánica (MO), N y P total (%); amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) y nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ); relación carbono/nitrógeno (C/N); porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio (AL/CICe) y K, Ca, Mg y Na disponibles en $\text{ClBa}_2$ ( $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ ) del suelo al comienzo del ensayo (año 1998). ....	88
7 Contenido de Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, Cd y Hg total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en el suelo al inicio de la experiencia. ....	89
8 Concentración máxima de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) según el pH del suelo ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca) según la legislación europea (Directiva 86/278), española (RD. 1310/1990) y las modificaciones que propone la U.E a través del “Working document on Sludge 3 <sup>rd</sup> draft” (2000). ....	89
9 Evapotranspiración potencial de la zona de estudio. k: constante bioclimática; Tm: temperatura media mensual de los últimos 30 años ( $^{\circ}\text{C}$ ); Pm: precipitación media mensual de los últimos 30 años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm). ....	92
10 Balance hídrico de la zona de estudio. Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm). ....	92
11 Coeficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas (ubc) potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio. ....	94
12 Evolución cronológica de los tratamientos aplicados. NF: no fertilización; LB: dosis baja de lodo ( $160 \text{ kg N ha}^{-1}$ ); LM: dosis media de lodo ( $320 \text{ kg N ha}^{-1}$ ); LA: dosis alta de lodo ( $480 \text{ kg N ha}^{-1}$ ); MIN: $500 \text{ kg 8:24:16 ha}^{-1}$ ; Cal: $250 \text{ t CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$ . ....	99

13	Calendario de instalación del ensayo y fertilizaciones desde 1997 hasta 2003. ....	99
14	pH en agua, relación C/N y contenido (%) de materia seca (MS), materia orgánica (MO), N, P, K, Ca, Mg y Na de los lodos de depuradora empleados en los años 1998, 1999 y 2000. ....	101
15	Contenido de Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, Hg y Cd (mg/kg) de los lodos de depuradora empleados en los años 1998, 1999 y 2000. ....	101

#### **IV. RESULTADOS**

16	Variación del los niveles de mercurio total (mg kg <sup>-1</sup> ) en el suelo a 25 cm de profundidad, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	209
----	--	-----

## ÍNDICE DE FIGURAS

### I. INTRODUCCIÓN

### II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1 Interacciones entre suelo, pasto, arbolado y animal en un sistema silvopastoral (Etienne, 1996b).....	11
2 Distribución general de tierras en el año 2005 (IGE, 2006). ....	28
3 Distribución de la renta final agraria en el año 2001 en Galicia (Xunta, 2001). ....	28
4 Proporción de UGM según el tipo de animales empleados en la producción ganadera gallega (Xunta, 2002). ....	28
5 Evolución de número de explotaciones de bovino y del número de vacas en Galicia a lo largo del período 1994-2002. (Xunta, 2002). ....	29
6 Número de vacas de carne y leche según el tamaño de la explotación en los años 1998 y 2002 en Galicia (Xunta, 1998, 2002). ....	29
7 Número de incendios y superficie quemada del 1 de enero al 1 de octubre de 2006 en España. <b>Noroeste:</b> Comprende las Comunidades Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco y las provincias de León y Zamora. <b>Mediterráneo:</b> Comprende las Comunidades Autónomas costeras con el mar Mediterráneo, incluyendo sus provincias interiores. <b>Canarias:</b> Incluye todo el archipiélago canario. <b>Comunidades interiores:</b> Comprende las provincias del resto de Comunidades no costeras, excepto León y Zamora (Ministerio de Medio ambiente, 2006). ....	30
8 Superficie quemada (*10 <sup>3</sup> has) y número de incendios en Galicia en las últimas décadas (Xunta, 2004). ....	31
9 Disponibilidad de nutrientes en relación con el pH según el tipo de suelo. (Porta <i>et al.</i> , 2003) ...	38
10 Ciclo de Nitrógeno (Gardiner, 2005). ....	39
11 Variación en la solubilidad del Fe según el pH (Lindsay, 1974) ....	51
12 Producción de lodos de depuradora urbana en los distintos países de la Europa Occidental durante el período 1995-2003 en kg per capita. (EEA, 2005) ....	69
13 Porcentaje de producción de lodos por comunidades autónomas en el año 2004 (MAPA, 2005a). Producción total: 1.059.845 t. ....	70
14 Evolución de la gestión de lodos de EDAR (%) para la U.E y España (Plan Nacional de Lodos de Depuradora de Aguas Residuales) ....	71
15 Destinos (%) de lodos de depuradora urbana producidos en España (MAPA, 2005a). ....	71

### III. MATERIAL Y MÉTODOS

16 Mapa de localización del ensayo en el término municipal de Pol (E:1:25.000). ....	87
17 Mapa geológico de la zona del ensayo en el término municipal de Pol (CA <sub>1</sub> <sup>q</sup> : Cuarcitas y pizarras, CA <sub>1</sub> <sup>p1</sup> : Pizarras de Cándana, O <sub>2</sub> : Pizarras negras y areniscas). ....	88



18	Diagrama ombrotérmico de Gaussen ( $T^a_m$ = temperatura media mensual considerando una serie de 29 años, $P_m$ = Precipitación media mensual considerando una serie de 30 años). ....	91
19	Diagrama bioclimático de la zona de estudio. ....	94
20	Diagrama ombrotérmico del área de estudio en 2001, 2002 y 2003 y media de los últimos 30 años. $T^a$ : temperatura media mensual ( $^{\circ}C$ ) del conjunto de los años 2001, 2002 y 2003. $T^a_m$ : temperatura media mensual ( $^{\circ}C$ ) de los últimos 30 años. $P$ : precipitación media mensual (mm) de 001, 2002 y 2003. $P_m$ : Precipitación media mensual (mm) de los últimos 30 años. ....	96
21	Distribución espacial de las parcelas y de los tratamientos. NF: no fertilización; L1: dosis baja de lodo (0,16 t N/ha); L2: dosis media de lodo (0,32 t N/ha); L3: dosis alta de lodo (0,48 t N/ha); MIN: 500 kg 8:24:16/ha; cal: 2,5 t $CO_3Ca$ /ha. 1: bloque 1; 2: bloque 2; 3: bloque 3.....	100

#### IV. RESULTADOS

22	pH en agua del suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	112
23	pH en KCl del suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	113
24	Proporción de materia orgánica (%MO) en el suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución de la misma durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	115
25	Contenido de nitrógeno (% N) en suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	117
26	Relación carbono/nitrógeno (C/N) en suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución de la misma durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio.....	119
27	Capacidad de intercambio catiónica (CICe) ( $cmol(+) kg^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	121
28	Presencia de los diferentes cationes de cambio (%) en el año 2001 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio.....	122
29	Aluminio disponible según el método Mehlich 3 ( $mg kg^{-1}$ ) en el suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	125
30	Altura total (m), diámetro (cm) y relación altura/diámetro del arbolado al inicio del ensayo (1998) y en las mediciones realizadas en los años 2001 y 2003. ....	127
31	Porcentaje de cobertura del arbolado al inicio del ensayo (1998) y en las mediciones realizadas en el año 2001 y 2003. ....	128
32	Incremento de altura (m) y de diámetro (cm) entre los años 1998-2003 y 2001-2003.....	129

33	Producción total de fitomasa ( $t\ MS\ ha^{-1}$ ) a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	130
34	Producción de acículas, material senescente y pasto ( $t\ MS\ ha^{-1}$ ) en los cortes realizados a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	131
35	Relación entre el porcentaje de cobertura del arbolado (cob) con la producción ( $t\ ha^{-1}$ ) de pasto (P), acículas (A), material senescente (Ms). ....	132
36	Composición botánica (% peso pasto) en los diferentes cortes realizados en el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	134
37	Evolución anual del número total de especies vegetales vasculares a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio.....	135
38	Diagramas de abundancia a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	136
39	Contenido de proteína bruta total en la fitomasa aérea (% PB) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	137
40	Variación de los niveles de fósforo total (% P) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio.....	139
41	Variación de los niveles de fósforo disponible según el método Mehlich 3 ( $mg\ kg^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio.....	141
42	Contenido de fósforo en la fitomasa aérea (% P) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	142
43	Variación de la concentración de potasio total (% K) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	144
44	Niveles de potasio disponible según el método del cloruro bórico ( $cmol(+) \ kg^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000 y variación de los mismos durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	145
45	Variación de los niveles de potasio disponible según el método Mehlich 3 ( $mg\ kg^{-1}$ ) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	147
46	Contenido de potasio total en la fitomasa aérea (% K) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	149
47	Concentración de sodio total (% Na) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y variación de la misma durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	151

48	Niveles de sodio disponible según el método del cloruro bórico ( $\text{cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	153
49	Contenido de sodio total en la fitomasa aérea (% Na) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	155
50	Concentración de calcio total (% Ca) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y variación de la misma durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	157
51	Niveles de calcio disponible según el método del cloruro bórico ( $\text{cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, y variación de los mismos durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	158
52	Variación de los niveles de calcio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	161
53	Contenido de calcio total en la fitomasa aérea (% Ca) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	162
54	Concentración de magnesio total (% Mg) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	164
55	Niveles de magnesio disponible según el método del cloruro bórico ( $\text{cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	166
56	Variación de los niveles de magnesio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	168
57	Contenido de magnesio total en la fitomasa aérea (% Mg) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	169
58	Concentración de cobre total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	171
59	Niveles de cobre disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	173
60	Contenido de cobre total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	174
61	Concentración de hierro total (% Fe) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	176
62	Niveles de hierro disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	177

63	Contenido de hierro total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	179
64	Concentración de zinc total (% Zn) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	180
65	Niveles de zinc disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	182
66	Contenido de zinc total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	184
67	Concentración de manganeso total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	185
68	Niveles de manganeso disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	187
69	Contenido de manganeso total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	189
70	Concentración de níquel total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	190
71	Niveles de níquel disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	192
72	Contenido de níquel total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	194
73	Concentración de cromo total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) , así como a 25 cm en el año 2000, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	195
74	Niveles de cromo disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	197
75	Contenido de cromo total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	198
76	Concentración de cadmio total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	200

77	Niveles de cadmio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	201
78	Contenido de cadmio total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	203
79	Concentración de plomo total (%) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	204
80	Niveles de plomo disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	206
81	Contenido de plomo total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. ....	208

## **I. INTRODUCCIÓN**

La demanda de madera de calidad en la Unión Europea conlleva un aumento de la superficie forestal en Europa, que en el caso de Galicia supone un incremento de 1 a 1,6 millones de hectáreas en la última década (Rigueiro, 2000).

Este aumento de la superficie forestal lleva parejo un incremento del riesgo de incendios forestales que es uno de los principales problemas medioambientales que existe en los bosques del Norte de España, llegando a dedicarse el 1,2% del presupuesto total de la comunidad autónoma de Galicia a labores de prevención de los mismos (Mosquera *et al.*, 2001). Una opción frente a este problema sería el empleo conjunto de sistemas forestales y ganaderos, combinando la producción de madera de calidad y el efecto de control del sotobosque por parte de los animales. Esta agrupación de usos facilitaría la reducción del riesgo de incendios.

A la hora de la instalación de los sistemas silvopastorales hay que tener en cuenta la producción de pasto varía con el tiempo debido al efecto del sombreado, lo que marcará la capacidad de carga del sistema. En Galicia los suelos de monte naturales presentan acidez y aluminio en el complejo de cambio además de una baja fertilidad (Muñoz-Taboadela, 1965; López-Mosquera, 1995), lo que hace necesario realizar labores de fertilización y encalado.

Un aumento de pH en el suelo va asociado a una mayor disponibilidad de nutrientes, lo que puede conllevar una mayor presencia de especies sembradas, como las leguminosas, que son más exigentes en fertilidad, con la consiguiente mejor en la productividad y en la calidad de pasto.

*Pinus radiata* es una especie que presenta una gran importancia en las repoblaciones que se llevan a cabo en la Comunidad Gallega. Asimismo se trata de una especie ampliamente usadas en sistemas silvopastorales en zonas de clima similar a Galicia.

Como resultado de la aplicación de las normativas europeas con respecto al tratamiento de aguas residuales (Directiva 91/271/CEE); la producción de fangos presenta una tendencia de crecimiento que seguirá en aumento debido a la construcción de plantas de tratamiento en zonas con baja densidad de población. Asimismo, la Organización de las Naciones Unidas mediante la aprobación de la Agenda 21 en la Declaración de Río (1992), propone un aumento en la reutilización y el reciclado ecológicamente racionales de los desechos provenientes de la depuración de aguas residuales, así como promocionar la eliminación y tratamiento ecológicamente racional.

Hasta ahora las principales vías de eliminación de éste residuo eran la acumulación en vertederos (cuya tasa de llenado se acelera), la aplicación a la tierra, el vertido al mar (prohibida desde 1999) y la incineración (proceso de un coste elevado).

Por ello, la opción más atractiva sería el empleo de éstos residuos en la agricultura, ya que así se procedería a la reutilización de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, y al mismo tiempo se les proporcionaría un valor de uso agronómico, y una revalorización del residuo, tal y como indica la Directiva Europea 86/278/CEE, y la cual también señala que su empleo agrícola

debe tener en cuenta las necesidades de las plantas, no perjudicando la calidad de los suelos ni la producción de los mismos, por lo que los suelos sobre los que se han empleado este tipo de fertilizante deben ser objetivo de muestreo y análisis.

Asimismo, el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (2001-2006) presenta como objetivos ecológicos la reducción en origen de la contaminación de los lodos y la valorización de al menos el 80% de los lodos producidos junto con la reducción del 20% de los lodos depositados en vertederos.

Hay que tener en cuenta que uno de los principales inconvenientes de estos residuos es la presencia de metales pesados en su composición, pudiendo ocasionar problemas de toxicidad al entrar en la cadena trófica. Este hecho ayudó a que el Ministerio de Agricultura y alimentación aprobara el R.D. 1310/1990 por el que se regula la utilización de los lodos de depuradora en el sector agrario.

La absorción de los metales pesados por parte de las plantas varía en función del pH del suelo, encontrándose favorecida por la existencia de pH ácidos, lo que explica que la normativa actual sobre este residuo se encuentre basada en el pH.

En algunos casos, el aporte continuado de lodo al suelo conlleva la aparición de una costra superficial que puede llegar a limitar físicamente el desarrollo de la planta instalada en él; lo que podría solucionarse a través del empleo de abonos minerales en lugar de orgánicos, que provocaría una reducción de la relación C/N e incrementaría la mineralización e incorporación de lodo al suelo; por lo que podría incrementar la disponibilidad de los nutrientes que se encuentran presentes en el lodo.

Los objetivos de este trabajo son:

- Establecer recomendaciones de manejo de lodos de depuradora urbana como fertilizante en sistemas silvopastorales implantados en suelos ácidos
- Evaluar en suelos muy ácidos el aporte de nitrógeno inorgánico sobre el efecto residual del aporte previo de diferentes dosis de fertilización con lodo de depuradora urbana en la producción, composición botánica, calidad de pasto, crecimiento del arbolado. Prestando especial atención a la concentración y disponibilidad de metales pesados en el suelo, así como al cumplimiento de la normativa actual sobre metales pesados.
- Estudiar el efecto de la fertilización inorgánica empleada habitualmente en la zona y su efecto sobre el suelo, pasto y arbolado, así como comparar su respuesta frente al efecto residual de la fertilización orgánica.
- Estudiar la adecuación del forraje obtenido para ser consumido por distintos tipos de ganado.



En resumen, el objetivo del presente trabajo es **evaluar el efecto residual de diferentes dosis de fertilización orgánica e inorgánica en la producción, composición botánica, calidad de pasto, así como los cambios que se producen en las propiedades químicas del suelo, cuando se fertiliza o no con abonos inorgánicos.**

## **II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

## 2.1. SISTEMAS AGROFORESTALES

### 2.1.1 Agrosilvicultura: Definición

Los sistemas agroforestales se pueden definir como el empleo de árboles, cultivos y/o animales sobre la misma unidad de terreno en cualquier forma de ordenación espacial o temporal (Nair, 1993), registrándose entre ellos interacciones ecológicas y económicas.

Si bien son sistemas de manejo del territorio usados desde antiguo, ya que algunas formas de sistemas agroforestales datan de hace 9.000 años a.C. en África o 2.500 años a.C. en España (Eichhorn *et al.*, 2006), hay que tener en cuenta que los estudios sobre los principios que permiten un manejo adecuado de los componentes de los sistemas agroforestales es reciente y permiten optimizar las interacciones existentes entre ellos, fomentando las sinergias, con el fin de obtener una mayor producción global, y más diversificada y sostenible, con el consiguiente beneficio de este tipo de sistemas (Nair, 1989b; Nair, 1991).

A nivel local un sistema agroforestal será “un ejemplo concreto y localizado de una práctica que se encuentra caracterizada por su medio ambiente, gestión y función socioeconómica” (Silva y Rozados, 2002). Debemos tener presente que este tipo de sistemas tienen siempre una mayor complejidad que cualquier sistema forestal o agrícola por separado, siendo casi siempre más complejas las relaciones que se establecen entre los componentes.

Por otra parte, los sistemas agroforestales presentan una gran importancia ecológica, debido a que realizan funciones ecológico-ambientales-sociales de gran interés como prevenir los incendios forestales, la erosión eólica e hídrica, aumentar la biodiversidad, reducir la contaminación, favorecer el uso recreativo de los ecosistemas forestales, etc. (McAdam y Sibbald, 2000; Sinclair *et al.*, 2000).

### 2.1.2 Tipos de sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales presentan una gran variedad de funciones y producciones. Según la “Association for Temperate Agroforestry” (AFTA, 1999) la esencia de los sistemas agroforestales puede expresarse mediante características como su intencionalidad, intensidad e interactividad además de ser un sistema integrado. El término *intencionalidad* implica que el sistema es diseñado y manejado de forma intencionada como una unidad, y la *intensidad* indica que los sistemas son manejados para obtener beneficios tanto monetarios como de protección. Las interacciones físicas y biológicas entre los diferentes componentes (arbolado, pasto y animales) se encuentran implícitas en el término *interactividad*. Por último se trata de un sistema integrado ya que se registran interacciones estructurales y funcionales entre sus componentes, dando lugar a una unidad de manejo.

Por otro lado, cabe indicar que en todo el mundo existen numerosos sistemas tradicionales en los que se reconocen las características mencionadas anteriormente. Dichos sistemas son específicos de una zona, ya que se describen bajo unas condiciones locales dando lugar a un amplio número de sistemas agroforestales, aunque se puede decir que sus componentes presentan un determinado patrón de distribución espacio-tiempo, dando lugar a lo que Nair y Nair (2002) define como prácticas agroforestales.

Dentro de las zonas templadas se identifican diferentes prácticas agroforestales (Nair y Nair, 2002; Alavalapati *et al.*, 2004):

- **Cultivo en callejones:** Distribución del arbolado en hileras simples o agrupadas con plantaciones de cultivos herbáceos intercaladas.

- **Cultivo en el bosque:** Empleo de zonas forestadas para la producción de cultivos que presenten fines medicinales, ornamentales o culinarios.

- **Bosques de ribera:** Zonas de vegetación perenne (árboles, arbustos o herbáceas) plantadas entre los cultivos/pastos y los cursos de agua.

- **Silvopastoreo:** Combinación de la producción forestal con la forrajera (pasto o heno) y la ganadera.

- **Zonas cortaviento:** Plantaciones lineales de árboles alrededor de granjas y campos de cultivo, cuya finalidad es la protección de los animales, el cultivo y el suelo frente a los efectos del viento.

Para la clasificación de los sistemas agroforestales podemos considerar los siguientes criterios (Nair, 1989c, 1990):

- **Estructurales:** Según los componentes que los integran (arbolado, pasto, animales) y su disposición en el tiempo y en el espacio.
- **Funcionales:** La función de este tipo de sistemas puede ser productora, encaminada hacia la producción ganadera y forestal, o protectora orientada hacia la reducción del riesgo de incendios, conservación de suelo, etc.
- **Socioeconómicos:** Según los objetivos comerciales que se persiguen (subsistencia, comercial, intermedio) y el tipo de manejo (intensivo, intermedio o extensivo).
- **Ecológicos:** Según las condiciones ambientales del medio (áridas, semiáridas, húmedas) en el que se desarrolla el sistema, teniendo en cuenta que ciertos tipos de sistemas agroforestales son más adecuados para determinadas condiciones ecológicas.

La clasificación de los sistemas agroforestales más empleada se basa en los criterios estructurales diferenciando tres tipos (Nair, 1989c, 1990, 1991).

- a) Sistemas agroselvícolas: Combinando cultivos y árboles.

- b) Sistemas agrosilvopastorales: Combinando cultivos, árboles, pastos y/o animales.
- c) Sistemas silvopastorales: Combinando árboles, pastos y/o animales.

En este trabajo nos centraremos en los sistemas silvopastorales dado que son los más antiguos entre los desarrollados en zonas templadas (Nair, 1991).

## 2.2. LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES

### 2.2.1 Definición

Los sistemas silvopastorales son ecosistemas más complejos que los exclusivamente agrícolas o forestales, en los que se combina la producción de madera (a corto, medio o largo plazo) con la producción de pasto (anual), siendo ambas producciones resultado de las interacciones existentes entre suelo, arbolado, pasto y animales (Etienne, 1996b) (figura 1).

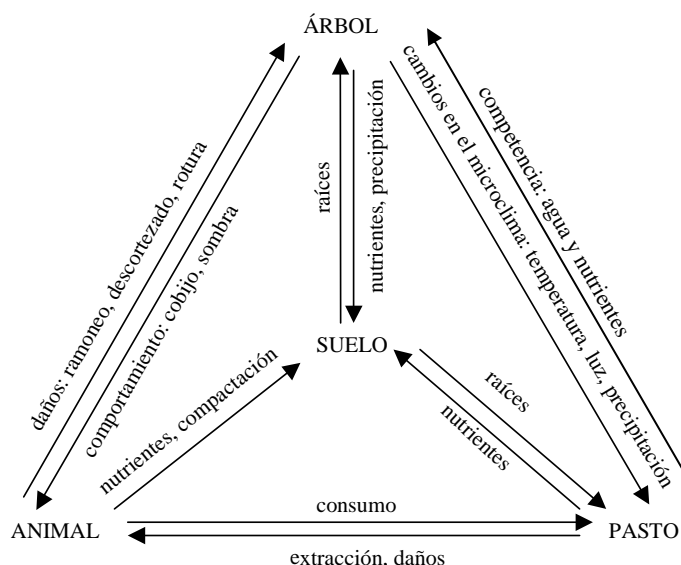


Figura 1. Interacciones entre suelo, pasto, arbolado y animal en un sistema silvopastoral (Etienne, 1996b).

La mayoría de las decisiones de manejo de los sistemas silvopastorales irán encaminadas a potenciar las interacciones beneficiosas, siendo muy importante para ello conocer su evolución en el tiempo (Etienne, 1996; Sinclair *et al.*, 2000).

Los sistemas silvopastorales pueden ser una forma más eficiente de empleo de recursos como la luz, el agua o los nutrientes frente a un monocultivo agrícola o forestal, lo que conlleva un incremento de la producción y de la productividad total. Por ello, las técnicas silvopastorales cobran una especial importancia en áreas con limitaciones productivas, como la región mediterránea, en zonas tropicales y subtropicales y en áreas de montaña de todo el mundo (Nair y

Nair, 2002). Además, por razones de estabilidad económica y ambiental están siendo implantadas y potenciadas también en lugares donde no existen esas limitaciones.

## 2.2.2 Los sistemas silvopastorales en Europa. Evolución histórica

Los sistemas agroforestales, en general, y los silvopastorales en particular son el resultado de un prolongado proceso de coevolución del hombre con el medio natural en el que vive (Montserrat, 1999, 2002).

Las primeras evidencias de sistemas silvopastorales en Europa se remontan a la Edad de Cobre (2.500 años a.C.), cuando según Stevenson y Harrison (1992) aparecen en el suroeste de España los antecedentes de las actuales dehesas.

Por otro lado, durante los primeros años de aparición de la agricultura coexistieron sistemas agrícolas y forestales intercalados, modelo que, a medida que la civilización progresaba, fue evolucionando hacia patrones más estables como los sistemas silvopastorales (Eichhorn *et al.*, 2006). Estos sistemas fueron incrementando su importancia porque presentaban una gran biodiversidad (Ispikoudis y Sioliou, 2006) y permitían el aprovechamiento del pasto por parte del ganado y la obtención de forraje para almacenar mediante el aprovechamiento de las ramas de los árboles (Ispikoudis *et al.*, 2004).

Durante la Edad Media en Europa era común instalar cultivos en zonas que anteriormente eran arboladas, y para proceder a ese cambio de uso se realizaba la tala de los bosques degradados para posteriormente realizar una quema de la zona, aprovechando así el poder fertilizante de las cenizas. Esta práctica fue relativamente común en países como Finlandia hasta el siglo XIX, o en Alemania hasta el siglo XX (Rois *et al.*, 2006).

A partir del siglo XVII, debido a la gran demanda de madera existente en Europa, en numerosos países se prohibió el acceso del ganado a las zonas de monte y se eliminaron en las zonas agrícolas numerosos árboles, debido principalmente a la incipiente mecanización de las tierras de labradío y a la especialización de las explotaciones agroganaderas. Es durante el siglo XVIII cuando se establece que la producción agrícola y la producción forestal deben ocupar superficies independientes (Rackham, 2001).

Los sistemas silvopastorales empezaron a cobrar especial importancia a partir de la década de 1970, debido a que varios investigadores fueron conscientes de los beneficios del arbolado dentro del paisaje agrícola (Herzog, 2000) y los apoyaron como un método de empleo eficiente de los recursos, a medio camino entre los sistemas puramente agrícolas y los puramente forestales (Nair, 1993; Rigueiro *et al.*, 1999).

En Europa, los sistemas silvopastorales que podemos encontrar se basan principalmente en el empleo de especies arbóreas autóctonas, lo que les confiere un valor añadido de conservación,

aunque estos sistemas también se pueden encontrar establecidos con especies foráneas como *Eucalyptus globulus*, *Pinus radiata*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* o *Robinia pseudoacacia* (Rois *et al.*, 2006).

En los últimos años se han potenciado este tipo de sistemas desde un punto de vista institucional. En 1992 se llevó a cabo en Río de Janeiro la Conferencia de las Naciones Unidas para el Desarrollo y el Medio Ambiente (UNCED), en la cual se desarrolló el plan de acción denominado “Agenda 21” (UN, 1992).

La “Agenda 21” propone el mantenimiento y la sostenibilidad de las zonas arboladas, especificando la adecuación de los sistemas silvopastorales como método de manejo sostenible de la tierra, debido a que estos sistemas pueden servir para la reducción de la incidencia de los incendios forestales, así como para incrementar la biodiversidad y renta de las explotaciones y como método para reducir la desertificación y combatir problemas de erosión sobre todo en áreas degradadas.

Asimismo, la implantación de zonas arboladas se considera como un método para reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Montero *et al.*, 2003) y por tanto de mitigación del calentamiento global (IPCC, 2000), siendo, por lo tanto, los sistemas silvopastorales una alternativa productiva con posibilidades de fijación de carbono (Gordon *et al.*, 2006).

La “Declaración de Orlando” (2004) correspondiente al “1<sup>st</sup> World Agroforestry Congress” recoge que los sistemas silvopastorales incrementan los ingresos y promueven la equidad y sostenibilidad medioambiental; mientras que la “Declaración de Lugo”, en el marco del congreso internacional “Silvopastoralism and Sustainable Land Management” (2004), considera al silvopastoralismo como una opción que contribuye al desarrollo rural de Europa.

Asimismo, la Política de Desarrollo Rural Europea reconoce el valor patrimonial y cultural de la distribución de los usos de la tierra, dentro del cual se pueden integrar los sistemas silvopastorales, y la necesidad de un manejo adecuado que asegure su persistencia en el tiempo. Dicho reconocimiento también se produce en el Reglamento Europeo relativo a las ayudas al desarrollo rural (DOCE, 2005), en el cual se aprueban medidas destinadas a la utilización sostenible de las tierras forestales mediante ayudas dirigidas a la primera implantación de sistemas forestales en tierras agrícolas, y en las directrices estratégicas comunitarias de desarrollo rural (DOCE, 2006), donde uno de sus principales objetivos es la preservación y desarrollo de los sistemas agrarios y forestales de gran valor medioambiental, así como de los paisajes agrarios tradicionales, entre los que se puede incluir los sistemas silvopastorales.

### 2.2.3 Características y clasificación de los sistemas silvopastorales

Como ya se ha indicado con anterioridad, el empleo de sistemas silvopastorales implica el uso conjunto de árboles, pastos y animales sobre la misma unidad de terreno. Esta conjunción de diferentes usos debe presentar una estabilidad entre sus componentes que permita que el sistema sea viable tanto en el tiempo como en el espacio (Silva y Rozados, 2002).

La integración de recursos agropecuarios y forestales que se registra en los sistemas silvopastorales permite regularizar los ingresos económicos que se producen en las explotaciones agroganaderas mediante una combinación de ingresos a corto y largo plazo procedentes de la producción ganadera y forestal respectivamente (Rigueiro *et al.*, 2005c, Mosquera *et al.*, 2005). Así, estudios llevados a cabo por Fernández-Núñez *et al.* (2007) en Galicia mostraron como mejor opción de inversión económica, frente a un sistema puramente forestal o ganadero, la implantación de sistemas silvopastorales con *Pinus radiata* a un marco de plantación de 3x 4 m, obteniéndose incrementos económicos del 53 y 17% con respecto al sistema puramente forestal y ganadero respectivamente, sin tener en cuenta subvenciones.

El principal inconveniente de este tipo de sistemas es que presentan un manejo más complejo que los sistemas exclusivamente forestales o agrícolas, debido al complejo entramado de interacciones entre los diferentes componentes del sistema, que varían con el tiempo, y a la falta de información sobre ellos (Sharrow, 1999).

Si analizamos los tipos de sistemas silvopastorales podemos considerar dos modelos de clasificaciones:

**A) Teniendo en cuenta la distribución espacial del arbolado y del pastizal (San Miguel, 1995):**

A.1) Sistemas puros:

En ellos las comunidades arbóreas y pascícolas están homogéneamente mezcladas y distribuidas por lo que sus aprovechamientos se realizan en el mismo espacio. Ejemplos de este tipo de sistemas son:

- Los bosques (monte alto, monte medio o monte bajo) con aprovechamiento de pastos.
- Las dehesas arbustivas e incluso los olivares y plantaciones con aprovechamiento ganadero.
- La típica dehesa extremeña constituida por el estrato herbáceo y el estrato arbóreo de función estabilizadora y productiva. En este caso el estrato arbustivo es escaso o ausente. El arbolado de las dehesas suele estar constituido por especies del género *Quercus*; de hecho la dehesa de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) y de alcornoque (*Quercus suber* L.) son las más abundantes y las de mayor



importancia económica. Sin embargo, también hay dehesas de otras especies, como *Castanea sativa* Mill., *Fraxinus angustifolia* Vahl o *Juniperus thurifera* L.

Las masas claras de pino piñonero pueden ser consideradas también como dehesas aunque su ramón no tenga aptitud forrajera.

#### A.2) Sistemas en línea:

Las comunidades arbóreas se distribuyen alrededor de las pascícolas en formaciones lineales, actuando como setos vivos, cortinas cortavientos etc. De esta forma se reduce al mínimo la competencia árbol-pasto y se aprovecha el papel productivo y protector del arbolado. Como ejemplo de este sistema San Miguel (1995) cita los típicos prados de siega con setos vivos de fresnos en los fondos de valle.

#### A.3) Sistemas en teselas:

El sistema está constituido por teselas internamente homogéneas pero las distintas teselas con comunidades vegetales diferentes, pero todas están íntimamente relacionadas por su aprovechamiento y su funcionalidad. Los montes mediterráneos que suelen incluir teselas de arbolado denso, formaciones adehesadas, matorrales, pastizales y cultivos agrícolas son un ejemplo de este tipo de sistemas silvopastorales.

### **B) Considerando el territorio disponible para la producción como unidad de manejo (Etienne, 1996; Mosquera et al., 2001b; McAdam, 2006):**

#### B.1) Sistemas silvopastorales en los que arbolado y pasto son coincidentes en el espacio y en el tiempo:

- *Pastoreo dentro del bosque*: Se trata de masas arbóreas en las que la realización de claros y claras permite la entrada de luz al sotobosque, pudiendo aprovecharse mediante pastoreo las especies arbustivas y herbáceas del mismo. Este tipo de sistema podría ser empleado para reducir el combustible vegetal (biomasa herbácea y arbustiva) y reducir el riesgo de incendio forestal. Un ejemplo de este sistema silvopastoral es la “dehesa” española y su equivalente el “montado” portugués.

- *Lignicultivo sobre pastos*: Consiste en la plantación de arbolado a baja densidad sobre una pradera. Este sistema podría utilizarse en zonas agrícolas abandonadas, utilizando el arbolado adecuado y haciendo un seguimiento de la competencia entre las especies arbóreas y la producción de pasto. Es el modelo utilizado habitualmente en las masas de *Pinus radiata* en Nueva Zelanda.

- *Sistemas silvopastorales en líneas*: Las comunidades arbóreas se distribuyen alrededor de las comunidades pascícolas en formaciones lineales, actuando como setos vivos, cortinas cortavientos, etc.

B.2) Sistemas silvopastorales en los que arbolado y pasto son coincidentes en el tiempo pero no en el espacio:

- *Sistemas silvopastorales en teselas:* En este tipo de sistemas existe una separación física entre las unidades superficiales de producción de pasto y las destinadas a la producción forestal. Es el sistema más habitual en Galicia, aunque debido al elevado coste de los cuidados culturales de las masas forestales existentes y de los relacionados con la prevención y extinción de incendios, deberían buscarse alternativas a los sistemas en teselas que conlleven un aumento de la rentabilidad económica en dichas zonas.

## 2.2.4 Componentes de los sistemas silvopastorales

### 2.2.4.1 Componente arbóreo

El arbolado en los sistemas silvopastorales puede cumplir diversas funciones como producir madera, proporcionar alimento fresco para el ganado (ramón, frutos) y proporcionar sombra o refugio (Rigueiro *et al.*, 1999, 2005a; Ibrahim *et al.*, 2006).

A la hora de instalar un sistema silvopastoral hay que tener presente que el arbolado y el pasto pueden competir, principalmente por la luz, la humedad y los nutrientes del suelo (Chang and Mead, 2003) y por ello es necesario buscar un equilibrio entre la producción de madera y la de forraje a través de una adecuada densidad del arbolado (Dodd *et al.*, 1972, Rigueiro *et al.*, 1998a; Arzani, 2006). Esto es especialmente importante en el caso de especies arbóreas de crecimiento rápido, ya que las condiciones ambientales de partida cambiarán notablemente en un corto período de tiempo.

Para cumplir las funciones anteriormente citadas es importante que el dosel arbóreo esté formado por especies que proporcionen madera de buena calidad a turnos cortos o medios y con densidades bajas, por lo que deben presentar buena dominancia apical (Beaton y Hislop, 2000) y buena poda natural o soportar las podas fuertes. Las especies empleadas también deben ser compatibles con el ganado y presentar una baja relación diámetro de copa/diámetro de tronco, con una copa clara que permita el paso de la luz hacia el suelo para que permitan obtener una aceptable productividad del sotobosque; además, la descomposición de sus restos no debe producir efectos alelopáticos sobre las especies herbáceas del sotobosque (King, 1980, Rigueiro *et al.*, 2005a, 2006a). Asimismo, deben ser eficaces bombas de nutrientes y su sistema radical debe explorar horizontes profundos del suelo para disminuir la competencia con el estrato arbustivo y herbáceo y así obtener una mayor productividad de los componentes arbóreo y forrajero (Rigueiro *et al.*, 2005a).

En Inglaterra, especies como *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus sylvestris* y diversas especies del género *Populus* se han empleado en diferentes ensayos (McAdam y Hoppe,

1996; Beaton y Hislop, 2000; McAdam y Sibbald, 2000) para observar su comportamiento en la implantación de sistemas silvopastorales; mientras que en otras zonas, como Nueva Zelanda, Australia y Chile la especie más empleada en estos sistemas es *Pinus radiata*, debido a su rápido crecimiento y el buen mercado que presenta su madera (Hawke, 1991; Hawke y Knowles, 1997; Rigueiro *et al.*, 1998a, 2005a, 2006a; Muñoz *et al.*, 2005).

En Australia además de *Pinus radiata* también se emplean diversas especies del género *Eucalyptus*, como *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus saligna* (Rigueiro *et al.*, 2006a), presentando en este caso los sistemas silvopastorales un carácter protector frente a la erosión, salinidad del suelo y acidificación del mismo. Hay que tener en cuenta que el empleo de eucaliptos presenta algún inconveniente, como sus efectos alelopáticos, pero tienen la ventaja de permitir la penetración de la luz a los estratos inferiores del bosque (Silva, 1988).

Autores como Mosquera *et al.* (2001a) y McAdam (2006) indican que para una aceptable producción de pasto bajo el arbolado adulto la densidad del mismo debería estar comprendida entre 100-400 pies ha<sup>-1</sup>. Desde ese punto de vista podría parecer interesante realizar plantaciones con bajas densidades, ya que el arbolado presentará un mayor diámetro en turnos más cortos, a la vez que se incrementa la producción de pasto (Mosquera *et al.*, 2001a), pero esta opción puede reducir el rendimiento económico del componente forestal y conllevar una mayor presión del ganado sobre el arbolado, disminuyendo así la tasa de supervivencia y crecimiento del componente forestal (Sinclair *et al.*, 2000).

En el caso de que se empleen marcos de plantación reducidos para maximizar la producción de madera, será necesario realizar fuertes claras para alcanzar la densidad que permita conseguir árboles de gran diámetro y que llegue suficiente luz al pasto para incrementar su productividad (Mosquera *et al.*, 2001b).

Para la plantación de *Pinus radiata* sobre pradera artificial, algunos investigadores proponen densidades iniciales entre 741 y 1235 árboles ha<sup>-1</sup> (Sharrow, 1983) y mediante claras reducirla hasta alcanzar los 150-250 árboles ha<sup>-1</sup> (Knowles, 1991; Sharrow, 1983) en corta final. Estas claras, apoyadas con labores de poda, facilitan el acceso de la luz al pasto y mejoran la calidad de la madera producida (Sibbald, 1996; Sinclair *et al.*, 2000; Mosquera *et al.*, 2001b) reduciendo el número de nudos (Mosquera *et al.*, 2006c) y la superficie afectada por los mismos en la madera aserrada.

#### 2.2.4.2 Componente herbáceo y arbustivo

Estos componentes forman el principal recurso alimenticio del ganado dentro del sistema silvopastoral, siendo el propio pastoreo el que produce cambios en la composición de la vegetación que se desarrolla bajo el arbolado, potenciando las especies herbáceas en detrimento de las arbustivas (Silva y González, 1992; Rigueiro *et al.*, 2005a, 2006a).

Según estudios llevados a cabo por Rigueiro *et al.* (1998a, 2005a) y Mosquera *et al.*, (2001b, 2006b), en el estrato herbáceo-subarbusivo de los pinares gallegos suelen estar presentes especies fruticasas heliófilas y herbáceas heliófilas y esciadófilas, como las pertenecientes al género *Molinia* (*M. caerulea* (L.) Moench), *Calluna* (*C. vulgaris* (L.) Hull), *Daboecia* (*D. cantabrica* (Huds.) K. Koch), *Holcus* (*H. mollis* L. y *H. lanatus* L.), *Halimium* (*H. lasianthum* subsp. *alyssoides* (Lam.) Greuter), *Agrostis* (*A. capillaris* L. y *A. curtisii* Kerguelen), *Pseudarrhenatherum* (*P. longifolium* (Thore) Rouy), *Erica* (*E. arborea* L., *E. cinerea* L., *E. umbellata* L., *E. ciliaris* Loefl ex L., *E. australis* L., *E. tetralix* L., *E. mackaiana* Bab. in J. Mackay), *Pterospartum* (*P. tridentatum* (L.) Willk. in Willk. & Lange), *Pteridium* (*P. aquilinum* (L.) Kuhn in Kerst.), *Rubus* (*Rubus*. spp.), *Ulex* (*U. europaeus* L., *U. gallii* Planchon) y *Cytisus* (*C. scoparius* L., *C. multiflorus* (L'Hér.) Sweet, *C. striatus* Hill).

Resultados obtenidos por Rigueiro *et al.* (2002a) mostraron que las especies herbáceas presentan un contenido de nutrientes más alto, lo que hace que sean más interesantes que las arbustivas en los sistemas extensivos, siendo las dicotiledóneas las que presentan un mayor contenido en minerales (Rigueiro *et al.*, 2002a; Pinto *et al.*, 2002). Asimismo, entre las especies arbustivas, los géneros *Cytisus*, *Rubus* y *Ulex* presentan un potencial forrajero mayor que las ericáceas (Rigueiro *et al.*, 2002a).

La siembra de pratenses en un sistema silvopastoral se aconseja cuando se pretende instalar el pasto antes que la repoblación forestal, o cuando el arbolado ya establecido es joven o se encuentra a una densidad reducida, dado que la interceptación de la luz por parte del arbolado es el factor que limita el establecimiento y la producción (Mosquera *et al.*, 2001b).

Hay que tener presente que para establecer el pasto es necesario realizar diferentes operaciones (desbroce y destocoado, laboreo, fertilización, encalado y siembra) que dependen de las características ecológicas, de la situación de partida y de las posibilidades económicas (Mosquera *et al.*, 2001b).

El desbroce tiene como finalidad evitar la competencia entre las especies sembradas y las espontáneas, con el consiguiente incremento en la productividad herbácea y consiste en la eliminación (total o parcial) de las plantas herbáceas y leñosas existentes en la superficie a sembrar, manteniendo el arbolado en el caso de instalar al pradera bajo arbolado adulto. Con el destocoado se eliminan los tocones de las especies cortadas previamente, con el objeto de aumentar la superficie útil para el pasto y la luminosidad del sotobosque, además de facilitar la mecanización de los trabajos.

Con el laboreo mejoramos las características físicas del suelo, y con la fertilización y el encalado se mejoran las características físico-químicas del mismo. Una vez realizadas estas labores se realiza la siembra.

La siembra del pasto puede hacerse en otoño o en primavera, siempre y cuando se garantice la disponibilidad en el suelo de la humedad y temperatura adecuadas (Muslera y Ratera, 1991) para permitir una buena germinación y un buen establecimiento. En Galicia el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo (Consellería de Medio Rural) recomienda realizar la siembra de praderas durante el otoño, lo que permite un incremento en la producción de pasto durante el año siguiente, viéndose limitada la presencia de especies invasoras como *Capsella bursa-pastoris* (Mosquera *et al.*, 2001d). Sin embargo, hay que tener en cuenta que si la especie arbórea empleada en el sistema silvopastoral es una caducifolia con elevada cobertura, el éxito de la siembra puede verse reducido debido a la caída de la hoja, en el otoño (Rigueiro *et al.*, 1998b). En el caso de que la siembra se haga en primavera, la persistencia de las especies sembradas puede verse reducida, ya que la capacidad de floración en el año de la siembra es menor (Mosquera *et al.*, 2001d).

Las especies y variedades empleadas en la siembra deben presentar un buen desarrollo bajo condiciones de sombra, como sucede por ejemplo con *Dactylis glomerata* L. (Piñeiro y Pérez, 1988; Devkota y Kemp, 1999; Rodríguez-Barreira, 2000; Belesky, 2005), lo que garantizará su persistencia. Experiencias llevadas a cabo por Mosquera *et al.* (2001d), en las que se analizaba el establecimiento y persistencia de diferentes especies pratenses simulando una reducción del 50% de la radiación incidente mostraron la buena aptitud de *Dactylis glomerata* L. cv Artabro y *Agrostis capillaris* L. cv Sibthorp para desarrollarse en condiciones de sombra, respuesta también observada por Percival *et al.* (1984).

Por otro lado, el empleo de leguminosas del género *Trifolium* puede producir un descenso en la necesidad de aplicación de fertilizantes (Birk, 1992), dado que son especies que fijan el nitrógeno atmosférico, siendo además de gran calidad nutritiva, con contenidos de proteína bruta superiores a los de las gramíneas (Whitehead, 1995).

Mosquera *et al.* (2001b) aconsejan que la siembra de pratenses en sistemas silvopastorales en Galicia se haga empleando mezclas de raigrás inglés, dactilo y trébol blanco; inicialmente se establecerá el raigrás, permaneciendo el dactilo cuando la sombra se incremente.

#### **2.2.4.3 Componente animal**

Es conveniente que el ganado introducido en un sistema silvopastoral pertenezca a razas rústicas, especialmente cuando esté localizado en una zona marginal o bajo masas forestales con una cobertura alta en las que en el sotobosque predominen especies arbustivas típicas del monte gallego. Este ganado debe ser compatible con el arbolado y capaz de alimentarse de la vegetación que se desarrolla en el sotobosque (Silva *et al.*, 1998; Rigueiro, 1992, 2000a, 2006a).

En Galicia existe una importante riqueza de recursos genéticos de animales autóctonos tal y como se hace patente en el Real Decreto 1682/1997 del 7 de noviembre (BOE, 1997) por el que se actualiza el Catálogo Oficial de Razas de Ganado de España, que cita una raza bovina de fomento,

la Rubia Gallega, y nueve razas de protección especial, que son, entre las bovinas, las razas Cachena, Caldelá, Vianesa, Freiresa y Limiá, que componen el grupo de las “*Morenas Gallegas*”, el “cabalo galego de monte”, la raza ovina gallega, la raza caprina gallega y la raza porcina celta.

Si analizamos el aprovechamiento del material vegetal existente en un sistema silvopastoral por parte de los diferentes tipos de ganado, podemos indicar que las cabras realizan un buen control de los brotes de retama, brezos pequeños y zarzas, pudiendo incluso hacer desaparecer éstas últimas debido a su consumo repetitivo; sin embargo controla regular los brezos altos y mal los helechos, pudiendo causarles éste último intoxicaciones. Por otro lado, no daña ni suele aprovechar las plantas pequeñas ni los brotes de *Eucalyptus globulus*, aunque si puede dañar la copa de las coníferas y otras frondosas cuando están a su alcance, llegando incluso a provocar anillamientos en los árboles cuando la corteza no se encuentra suficientemente desarrollada.

El empleo de ovejas en estos sistemas permite el control de brotes jóvenes y tiernos de tojos y brezos pequeños, sobre todo si se encuentran mezclados con herbáceas, no siendo un animal adecuado para el control de especies leñosas. Es una especie que consume bien el pasto herbáceo y su pastoreo favorece el empujamiento, lo que puede deberse a que corta la hierba a ras del suelo; esta característica hace que sea un animal interesante cuando establecemos un pastizal artificial bajo arbolado (Rigueiro, 1992), siendo compatibles con los eucaliptos, con pinos y otras frondosas cuando no pueden alcanzar sus copas (Rigueiro, 2000a).

La introducción del caballo gallego de monte en un sistema silvopastoral servirá para controlar bien el tojo, las retamas y gramíneas duras como *Pseudarrhenatherum longifolium*, *Avenula marginata* y *Agrostis curtisii*, aunque dicho control será menor en el caso de los brezos y casi nula en las zarzas y helechos (Rigueiro *et al.* 1998a), estos últimos, al igual que ocurría en la cabra, le ocasionan intoxicaciones. El caballo es una especie compatible con los eucaliptos y pinos dado que no consume las plantas jóvenes ni los brotes, aunque puede ocasionar daños mecánicos por pisoteo en los primeros años de la repoblación.

En el caso del ganado vacuno, éste consume bien los brotes de brezos pequeños, los de *Pterospartium tridentatum* y las gramíneas antes de que se endurezcan, no controlando el tojo, la retama, el helecho ni la zarza (Rigueiro *et al.*, 1998a).

La introducción de ganado porcino puede resultar interesante para disminuir o eliminar la presencia de helecho común en determinadas zonas, dado que hozando desentierra los rizomas que luego come o mueren por desecación (Rigueiro *et al.*, 1998a).

Se debe tener en cuenta que la introducción de ganado en un sistema silvopastoral conlleva la necesidad de ajustar la carga ganadera a la productividad del pasto (Mosquera *et al.*, 2001b; Fernández *et al.*, 2002; Lenore, 2004); así, si el objetivo es reducir la biomasa existente a corto plazo, se emplearán cargas más altas que si se quiere mantener el sistema en el tiempo. De modo general, en lo que se refiere a cabras y caballos, se pueden considerar adecuadas para controlar el

matorral en repoblaciones forestales de Galicia cargas generales de 1-2 cabras por hectárea o 1 yegua por cada 2-4 hectáreas (Rigueiro *et al.*, 1998a), en sistemas sostenidos en el tiempo.

Experiencias llevadas a cabo en el monte Marco da Curra (A Coruña) (Rigueiro *et al.*, 1998a) en un pinar adulto de *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris* en el que se introdujo una carga general de 2 cabras por hectárea mostraron unos buenos resultados manejando el ganado en un solo grupo y empleando un sistema de pastoreo rotacional con tiempos de ocupación y reposo prolongados.

Por otra parte, con frecuencia será necesario prevenir los posibles daños que los animales le puedan causar al arbolado durante los primeros 3-5 años mediante el empleo de protectores y cercados (McAdam, 1991; Mosquera *et al.*, 2001b) o evitando introducir el ganado entre el período comprendido entre finales de primavera y principios de verano, época en la que el follaje de los árboles es más tierno y apetecible para el ganado ovino y vacuno.

Durante los primeros años tras la implantación del arbolado, la mejora de las condiciones ambientales que provoca su presencia repercute en un incremento de peso en los animales (Sharrow, 1983), principalmente en los adultos, ya que únicamente necesitan alimentación de mantenimiento, mientras que los más jóvenes emplean los recursos en crecer (Hawke, 1991).

## **2.2.5 Importancia de los elementos principales de los sistemas silvopastorales**

Los sistemas silvopastorales presentan una compleja estructura que se basa en la interacción de cuatro elementos principales: clima, arbolado, suelo y pasto. Estas interacciones son positivas o negativas de acuerdo con las condiciones climáticas locales y los requerimientos de las especies empleadas. Pero la intensidad y la dirección de las interacciones se puede modificar a lo largo del tiempo actuando sobre el desarrollo de la copa del árbol.

### **2.2.5.1 Clima**

El clima presenta un papel importante en el desarrollo del sistema silvopastoral ya que define los principales factores que afectan al crecimiento de la vegetación (radiación, humedad y temperatura), los cuales pueden ser modificados por el desarrollo de la copa de los árboles. Por otra parte, estos tres parámetros determinarán las especies forestales a emplear y por tanto el punto de partida de cualquier sistema silvopastoral.

La temperatura afecta a la tasa de aparición y expansión de las hojas nuevas de las especies del sotobosque, de ahí que actúe directamente sobre el crecimiento de los vástagos herbáceos y, por lo tanto, sobre su capacidad productiva (Mosquera *et al.*, 1999a).

En general, los cultivos de las zonas templadas detienen su crecimiento cuando la temperatura desciende a 5-6°C o supera los 37°C, estando el óptimo entre 25-31°C (Pearson e Ison, 1987; Mosquera *et al.*, 1999a). Este límite inferior de 6°C se ha utilizado en Inglaterra para elaborar mapas de la dimensión media del período de crecimiento, mientras que en Galicia para este tipo de mapas se ha empleado una temperatura límite de 7°C (Martínez-Cortizas, 1987).

La temperatura afecta de forma notable a la evolución botánica de la pradera, al influir en la competencia entre las diferentes especies pratenses. Las leguminosas, por lo general, presentan un intervalo de respuesta a la temperatura menos amplio que las gramíneas, y las temperaturas que requieren los tréboles para el comienzo del crecimiento y alcanzar su óptimo son superiores a las requeridas por la mayoría de las gramíneas de clima templado (Mosquera *et al.*, 1999a).

En el caso de la radiación, no debemos olvidar que la luz es la fuente de energía para la biosíntesis de los nutrientes en las plantas; así, según diferentes autores (Sibbald y Sinclair, 1990; Knowles *et al.*, 1999; Silva *et al.*, 2002b) el crecimiento de la cubierta vegetal está relacionado de forma lineal con la radiación solar interceptada, que a su vez depende del índice de área foliar (LAI), y por tanto la tasa de crecimiento del pasto se incrementará a medida que lo haga el índice de área foliar.

En los sistemas silvopastorales la radiación incidente que alcanza el sotobosque dependerá de la especie arbórea presente; así, bajo robledal los crecimientos de las gramíneas pratenses más utilizadas (dactilo, raigrás...) (Rigueiro *et al.*, 1998b) son menores que bajo pinar de *Pinus pinaster* (Piñeiro y Pérez, 1988) debido a la mayor cantidad de luz que entra en el sotobosque de la conífera.

Por otro lado, existe una competencia entre los tréboles y las gramíneas por la luz ya que el trébol se ve perjudicado por la mayor altura de las gramíneas, que le impide recibir suficiente radiación para alcanzar un desarrollo óptimo (Frame, 1990).

Asimismo, hay que tener presente que la vegetación arbórea intercepta las precipitaciones atmosféricas y en consecuencia parte de las mismas no llegan al suelo, aunque al mismo tiempo tiene una importante influencia en la condensación interna, siendo la humedad bajo el dosel arbóreo superior a la que se registra en las zonas rasas (Leblic, 2004). La disponibilidad de agua es un factor importante en la producción total del sistema silvopastoral (Mosquera *et al.*, 1999a), sobre todo en la producción total de pasto y en su distribución anual (Piñeiro y Pérez, 1987) e interanual (Corral *et al.*, 1982).

#### **2.2.5.2 Arbolado**

Como ya se ha indicado, durante los primeros años, en un sistema silvopastoral creado repoblando sobre una pradera artificial, tanto las especies arbóreas como las herbáceas están sometidas a relaciones de competencia por el agua y por los recursos nutricionales, ya que durante este período todas realizarán el aprovechamiento del agua y los nutrientes existentes en los



primeros horizontes del suelo (Mosquera *et al.*, 1999b). Ésto hace necesario un seguimiento del crecimiento de ambos componentes del sistema silvopastoral, con el fin de que dicha competencia produzca el mínimo número de marras y reducción del crecimiento de la especie forestal, asegurando el éxito de la plantación.

Experiencias realizadas por Rigueiro *et al.* (2000b) concluyeron que en un sistema silvopastoral el incremento de la producción de pasto conllevaba una disminución del crecimiento tanto en altura como en diámetro en la especie arbórea (*Pinus radiata*). Por otra parte, Mosquera *et al.* (2006c), en un sistema silvopastoral con *Pinus radiata* en tierras agrícolas abandonadas, obtuvieron un menor crecimiento del arbolado, tanto en diámetro como en altura, cuando en el pasto existía una importante presencia de especies espontáneas, seguramente debido a que son especies más competitivas por los nutrientes (como el potasio) que las cultivadas, reduciendo la disponibilidad de los mismos para el arbolado.

El pastoreo con animales durante los primeros años de desarrollo de la plantación puede disminuir considerablemente la vitalidad del sistema, por eso debemos tener en cuenta la edad adecuada de la plantación para la entrada del ganado, el tipo de ganado adecuado, la carga ganadera, etc.

### 2.2.5.3 Suelo

La cubierta arbórea del sistema silvopastoral retiene una parte de las precipitaciones y redistribuye el resto, concentrándolas en las inmediaciones del tronco (escurrimiento) y en el perímetro de la copa, reduciendo además el impacto de la lluvia sobre el suelo. Por otra parte el arbolado modera la desecación del suelo, al reducir la evaporación causada por los rayos solares. Este aspecto, se pone claramente de manifiesto en la dehesa española, en la que el pasto herbáceo que permanece verde a finales de la primavera se encuentra precisamente debajo de la copa de los árboles.

En estos sistemas el arbolado puede mejorar el ciclo de los nutrientes, ya que puede extraer, a través de sus raíces profundas, importantes cantidades de nutrientes que no se encuentran accesibles para la vegetación herbácea (Montagnini, 1992; Gil *et al.*, 2005), ya que en general el 85% de las raíces de las especies pratenses, sobre todo de las gramíneas, se desarrollan en los primeros 25 cm (Mosquera *et al.*, 1999b). Al mismo tiempo el arbolado favorece el enriquecimiento de las capas superficiales del suelo (capas A y B) en materia orgánica y nutrientes provenientes de la caída de las hojas y de otros restos que se humifican y mineralizan (Zamora *et al.*, 2004). Desde un punto de vista medioambiental, el árbol sería capaz de tomar los nutrientes que aplicamos en la fertilización y que el pasto no usa, contribuyendo a su reciclaje, incrementando la producción forestal y limitando la contaminación de los acuíferos.

El efecto del componente animal sobre el suelo depende fundamentalmente de la carga ganadera, ya que si la carga es excesiva se puede producir compactación debido al pisoteo realizado por el ganado (Borelli y Oliva, 2001), lo que produce una disminución en la aireación y en la infiltración de agua y puede ocasionar problemas en el crecimiento de las plántulas. Experiencias desarrolladas por Mosquera *et al.* (datos sin publicar) demuestran que el pastoreo continuo de ganado caballar provoca una mayor compactación que el pastoreo rotacional cuando las cargas son similares.

Cuando la carga ganadera es adecuada se crea un tapiz herbáceo y se incrementa el contenido de materia orgánica y nutrientes en el suelo, principalmente de nitrógeno (Whitehead, 1995), debido a los aportes que se realizan a partir de las heces y la orina del ganado.

#### **2.2.5.4 Pasto**

##### **a) Efecto sobre la producción:**

El rendimiento económico global del sistema silvopastoral es superior al del sistema agrícola y al del sistema forestal por separado (Mosquera y Fernández-Núñez, 2006), si bien, en algunos casos, el crecimiento del pasto se puede ver limitado debido a la competencia producida por los árboles (Chang *et al.*, 2002) y viceversa.

En los primeros años tras la implantación del arbolado, la producción de pasto puede mantenerse o incluso incrementarse ligeramente en comparación con las zonas abiertas. En esta época el período de aprovechamiento del pasto se puede incrementar, debido a un aumento de las temperaturas mínimas debajo del arbolado al principio y al final de la estación de crecimiento y a un incremento de la humedad edáfica en verano (Sibbald, 1996; Silva *et al.*, 1998).

A medida que va transcurriendo el tiempo, la producción del tapiz herbáceo va disminuyendo debido a la reducción de la radiación incidente en el sotobosque (Percival *et al.*, 1984; Hawke, 1991; Kellas *et al.*, 1995; Papanastasis, 1996; Sibbald, 1996; Rigueiro *et al.*, 2005c). Esto se debe a que el arbolado produce sombra sobre el pasto, lo que reduce tanto su crecimiento como las posibilidades de persistencia de las especies sembradas (Sibbald, 1996; Onokpise y Whilby, 2005). Hay que tener en cuenta que a partir de un 55% de cubierta arbórea (proyección vertical de copas), el descenso en la producción es muy acusado (Rigueiro *et al.*, 1998a).

En sistemas silvopastorales desarrollados en zonas de clima mediterráneo, como es el caso de las dehesas, la cobertura arbórea puede mejorar la producción de pasto a pesar de que se trate de arbolado adulto, ya que el principal factor limitante en este caso suele ser la humedad (Armand y Etienne, 1996).

Por otro lado, la acumulación de restos vegetales provenientes del arbolado puede llegar a dificultar o impedir el crecimiento del pasto (Hawke, 1991; Hawke *et al.*, 1993), siendo este efecto,

en general, mayor en las especies caducifolias que en las perennes (Eason, 1991), pudiendo producirse, en el caso de emplear especies del género *Eucalyptus*, efectos alelopáticos.

Hay que tener presente que a medida que va aumentado la edad del arbolado y la cobertura del mismo, las especies pratenses implantadas tienden a ser sustituidas por otras espontáneas (Silva, 1988; Dodd *et al.*, 2005) siendo más susceptibles a las condiciones de sombra las leguminosas que las gramíneas (Percival *et al.*, 1984; Hawke y Gillingham, 1997; Dodd *et al.*, 2005; Mosquera *et al.*, 2006c).

Asimismo, al introducir animales en el sistema silvopastoral se produce una distribución desigual del pasto en el terreno, habrá menos cerca de los árboles, debido al incremento de la compactación del suelo e estas zonas por ser de una zona que los animales prefieren para tumbarse, siendo en las áreas alejadas de los árboles donde los animales prefieren aprovechar el pasto, y por tanto donde realizan habitualmente las defecaciones que servirán como fertilizante (McAdam y Hoppe, 1996).

#### *b) Efecto sobre la calidad del pasto:*

Si el manejo del componente herbáceo del sistema silvopastoral es adecuado (corte frecuente y fertilización) el desarrollo herbáceo, principalmente de las gramíneas, limita el rebrote de las especies arbustivas, viéndose incrementada la calidad del forraje (Rigueiro, 2000a), ya que en condiciones de sombra el valor nutritivo y la digestibilidad de pasto se incrementa (Krueger, 1981; Eriksen and Whitney, 1981; Garrett y Kurtz, 1983).

Por otro lado el empleo de los sistemas silvopastorales, produce un retraso en la maduración de las especies pratenses y en el encañamiento de las gramíneas (Lewis y Pearson, 1987; Mosquera *et al.*, 2001d), lo que puede mejorar la calidad forrajera. Un inconveniente de este comportamiento es que la evolución fenológica, y por tanto la floración de las especies, se puede ver afectada, lo que conlleva que la persistencia de las mismas en el tiempo puede verse limitada (Mosquera *et al.*, 1999a).

Asimismo, la vegetación desarrollada bajo la cubierta arbórea presenta generalmente un fenómeno conocido como etiolado, las plantas presentan una coloración pálida y un alto tallo y delgado, en comparación con las plantas que crecen a plena luz; según Peri *et al.*, (2001, 2002) es una respuesta a un incremento de la radiación perteneciente al infrarrojo lejano que llega a la vegetación que se desarrolla en condiciones de sombra.

Al mismo tiempo algunas experiencias indican que en los sistemas silvopastorales se produce un incremento en los contenidos de proteína bruta (Wilson, 1996; Kyriazopoulos *et al.*, 1999; Mosquera *et al.*, 2001d; Lin *et al.*, 2001) y en fósforo, sodio, potasio, calcio y magnesio (Rodríguez-Barreira, 2000; Lenore, 2004). Esta respuesta lleva a suponer que en zonas con cubierta arbórea se incrementan los niveles de dichos nutrientes en el pasto, lo que ayudará a cubrir mejor

las necesidades animales, con el consiguiente beneficio económico derivado de la reducción de suplementos nutricionales en la ración.

## **2.2.6 Beneficios de los sistemas silvopastorales.**

Los sistemas silvopastorales llevan parejos beneficios económicos, sociales y medioambientales, que sirven de pilares al desarrollo sostenible.

### **2.2.6.1 Beneficios medioambientales**

Los sistemas silvopastorales presentan una gran importancia ecológica, debido a que realizan funciones no productivas de gran interés: mejoran el microclima y la calidad paisajística, previenen la erosión eólica e hídrica y los incendios forestales, regulan y depuran las aguas, favorecen el uso recreativo de los ecosistemas forestales, aumentan la biodiversidad y reducen la contaminación (Hislop y Sinclair, 2000; McAdam, 2000; Sinclair *et al.*, 2000, Rigueiro *et al.*, 2006a), al mismo tiempo que fijan carbono (Gordon *et al.*, 2006).

La intensificación de las actividades ganaderas provoca una reducción de los tradicionales sistemas extensivos de producción, lo que lleva pareja una reducción de la biodiversidad (EEA, 2003). Cabe destacar que los sistemas silvopastorales promueven el mantenimiento de la biodiversidad, debido a que bajo el dosel arbóreo se localizan diferentes gradientes de humedad y luz, dando lugar a diferentes microclimas, que permiten el desarrollo de diferentes especies vegetales y animales (Herzog, 2000; Mosquera *et al.*, 2004).

El aprovechamiento del pasto y de los arbustos por parte del ganado introducido en el sistema silvopastoral permite reducir la necesidad de aplicación de desbroces químicos, reduciendo la contaminación ambiental (Klopfenstein *et al.*, 1997), y al mismo tiempo se produce un reciclado de nutrientes (N, P, K...) dentro del mismo sistema, disminuyendo la necesidad de aplicar fertilizantes (Nair y Kalmbacher, 2004). Hay que tener presente que si la carga ganadera del sistema no es la adecuada, se puede registrar un problema de compactación del suelo debido al pisoteo de los animales, que puede reducir la biodiversidad de sistema y favorecer la erosión del suelo.

En Europa, sobre todo en el sur, el fuego controlado es un método de desbroce que favorece el desarrollo de especies arbustivas en zonas de monte, lo que produce una notable reducción de la biodiversidad (Dal Zennaro *et al.*, 2004). Así, otro importante beneficio ambiental del empleo de estos sistemas es la reducción del riesgo de incendios debido al control de la vegetación del sotobosque que realiza el ganado mediante el pastoreo.

#### **2.2.6.2 Beneficios sociales**

A parte de los valores ecológicos de los sistemas silvopastorales, sus valores estéticos y de recreo les proporcionan un valor añadido, siendo además una forma de conservación del paisaje y de preservar métodos tradicionales de explotación del bosque (Ispikoudis y Sioliou, 2006).

Se consideran beneficios sociales a las ganancias y los resultados de la producción que redundan sobre otras personas o sobre la sociedad misma (Worrel, 1959).

Tanto en Europa como en España se está registrando en los últimos años un abandono progresivo del medio rural (Klopfenstein *et al.*, 1997) pudiendo ser las prácticas silvopastorales, que representan un sistema de gestión de la tierra donde se mezclan las modernas tecnologías con los usos tradicionales, un método para mejorar las condiciones socioeconómicas de las áreas rurales, mediante la creación de empleo y el aumento de ingresos, lo que confiere estabilidad a estos sistemas que pueden servir para fijar población en los núcleos rurales (Nair, 1991; Rois *et al.*, 2006).

El turismo y la caza son actividades que se pueden promover mediante los sistemas silvopastorales, dado que su manejo da lugar a paisajes que presentan un importante valor medioambiental y que son muy apreciados por la sociedad, lo que conlleva que se produzcan interesantes ingresos debido a dichas actividades (Klopfenstein *et al.*, 1997; Sharrow, 1997; Rois *et al.*, 2006).

#### **2.2.6.3 Beneficios económicos**

En los sistemas silvopastorales se produce una interacción entre los diferentes componentes presentes, debiendo promoverse el uso complementario de los recursos disponibles (Silva-Pando, 2006). Asimismo, la multiplicidad de los productos obtenidos conlleva una mayor productividad en comparación con los sistemas puramente agrícolas o forestales (Sharrow, 1997; Rigueiro *et al.*, 2006), llegando a suponer un incremento en la productividad total entre el 25-50% en países como España, Francia, Estados Unidos y Reino Unido (Mosquera *et al.*, 2001b; Mosquera y Fernández-Núñez, 2006).

Los riesgos económicos de este tipo de sistemas son reducidos debido a la diversificación de productos (Klopfenstein *et al.*, 1997; Balandier *et al.*, 2002; Etienne, 2006), registrándose ganancias económicas a corto plazo provenientes de las prácticas agroganaderas que se compatibilizan y complementan con los provenientes del arbolado que son a largo plazo, obteniéndose una mayor continuidad de ingresos a lo largo de la vida de la explotación (Sharrow, 1999; Rigueiro, 2000a; Dupraz, 2006). Al mismo tiempo se reducen los riesgos de pérdidas debido al clima y mercados desfavorables, lo que supone una reducción de la vulnerabilidad de los sistemas a corto, medio y largo plazo (Sharrow, 1999; Mosquera *et al.*, 2000a).

## 2.2.7 Situación actual y perspectivas de los sistemas silvopastorales en Galicia.

En Galicia se ha estudiado el establecimiento de sistemas silvopastorales fundamentalmente en dos situaciones: en zonas agrícolas abandonadas que se van a repoblar, y en zonas forestales arboladas (Mosquera *et al.*, 2001b).

El subsector forestal gallego tiene especial importancia, dado que más del 55% de la superficie de la comunidad autónoma tiene actualmente uso forestal (figura 2); sin embargo, desde el punto de vista económico, ese sector solamente supone el 16% de la renta final agraria, contrastando con el sector ganadero (59%) y el agrícola (25%) (figura 3).

**Distribución general de tierras.**

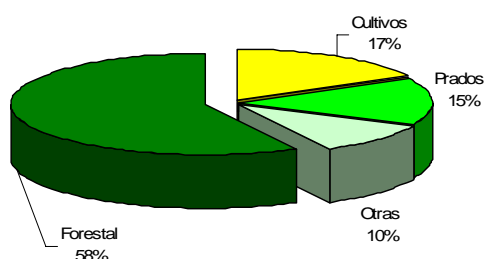


Figura 2. Distribución general de tierras en el año 2005 (IGE, 2006).

**Distribución de la renta final agraria.**

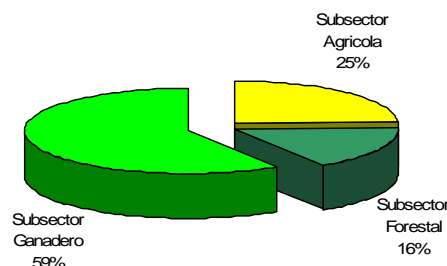


Figura 3. Distribución de la renta final agraria en el año 2001 en Galicia (Xunta, 2001).

Por otro lado, la importante tasa de importación de madera y derivados en la UE (60%) y en España (40%), junto con las previsiones de crecimiento del consumo en un futuro próximo, convierten al sector forestal en estratégico, y algunas políticas europeas van encaminadas a potenciarlo (Rigueiro, 2000a).

Como ya se ha indicado, la renta final agraria se apoya principalmente en el subsector ganadero. Para poder analizar la estructura de este subsector debemos emplear las Unidades de Ganado Mayor (UGM) como unidad común para comparar las distintas especies destinadas a la

**U.G.M. Galicia**

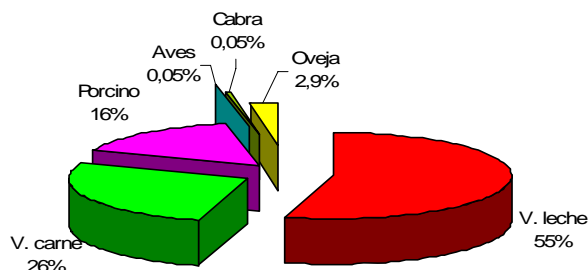


Figura 4. Proporción de UGM según el tipo de animales empleados en la producción ganadera gallega (Xunta, 2002).

producción ganadera.

En Galicia este sector se basa principalmente en el ganado vacuno de leche, seguido del vacuno de carne (figura 4), (Xunta, 2002).

Podemos concluir que el ganado vacuno es el que tiene mayor importancia en nuestra región por lo que nos centraremos en él.

En los últimos años se está registrando un abandono paulatino del medio rural que conlleva una progresiva reducción del número de explotaciones ganaderas activas. En consecuencia, se está registrando un incremento de la superficie forestal, lo que supone un cambio en el uso de la tierra, de agrícola a forestal.

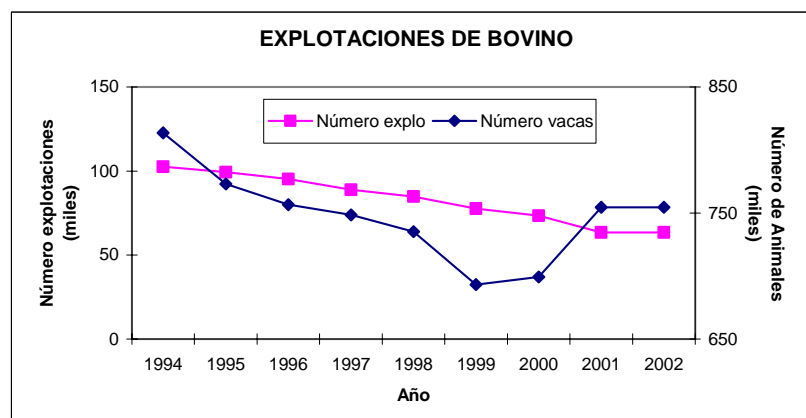


Figura 5. Evolución de número de explotaciones de bovino y del número de vacas en Galicia a lo largo del período 1994-2002. (Xunta, 2002).

Este cambio es apoyado por la política de la Unión Europea con líneas de ayudas para el abandono voluntario de explotaciones agrarias y para la reforestación de tierras agrarias. Por este motivo, algunas explotaciones cesan en su actividad (figura 5) y otras intensifican su producción aumentando el número medio de efectivos dentro de cada explotación (figura 6).

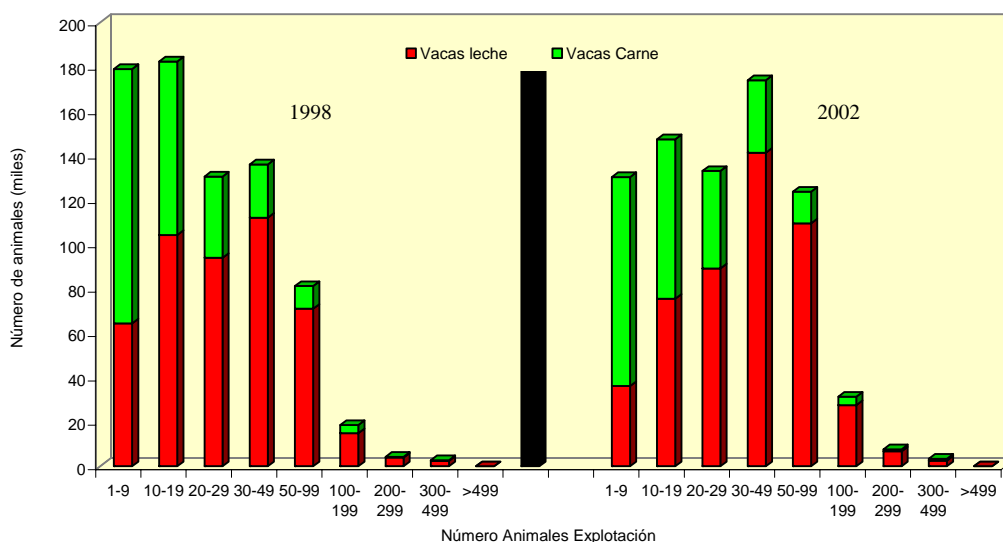


Figura 6. Número de vacas de carne y leche según el tamaño de la explotación en los años 1998 y 2002 en Galicia (Xunta, 1998, 2002).

Hay que tener en cuenta que las explotaciones de ganado bovino de menor tamaño están dirigidas principalmente hacia la producción de carne, mientras que las de mayor tamaño están encaminadas hacia la producción de leche. Durante el período 1998-2002 (figura 6) se registró un incremento del número de animales en las explotaciones orientadas a la producción de leche con más de 30 vacas, comportamiento que difiere la registrado en las explotaciones orientadas a la producción de carne, en las que el número de animales se redujo sensiblemente. Económicamente compensa la explotación dirigida hacia la producción de leche, pero en el caso de los sistemas silvopastorales nos centraremos en el empleo de animales de carne, ya que se trata de animales más rústicos (Rigueiro *et al.*, 1998a).

Los sistemas silvopastorales pueden ser una alternativa al abandono de la actividad ganadera, dado que permiten compaginar la producción ganadera y la forestal y obtener beneficios de ambas. Con estos sistemas también se produce una reducción de los gastos de la explotación debidos a la compra de alimento, que pueden suponer el 47% de los costes, dado que se reduce el consumo de concentrado, y las explotaciones que solo dependen de forrajes propios se encuentran a la cabeza de los márgenes netos por explotación (Mosquera *et al.*, 1999a).

Asimismo, el Reglamento Europeo CE 1698/2005 (DOCE, 2005) relativo a las ayudas al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural contempla ayudas directas para el establecimiento de sistemas silvopastorales mediante la combinación de sistemas ganaderos extensivos y sistemas forestales.



Figura 7. Número de incendios y superficie quemada del 1 de enero al 1 de octubre de 2006 en España. **Noroeste:** Comprende las Comunidades Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco y las provincias de León y Zamora. **Mediterráneo:** Comprende las Comunidades Autónomas costeras con el mar Mediterráneo, incluyendo sus provincias interiores. **Canarias:** Incluye todo el archipiélago canario. **Comunidades interiores:** Comprende las provincias del resto de Comunidades no costeras, excepto León y Zamora (Ministerio de Medio ambiente, 2006).

Por otra parte, la zona española más afectada por los incendios forestales en los últimos años es noroeste (figura 7), registrándose en Galicia en los últimos decenios un incremento en el número de incendios, hasta alcanzar los 9.500 al año como media en el período 1990-1999 (Xunta, 2004) (figura 8), valor que se ha incrementado hasta los 10.745 en el período 2000-2005 (Ministerio Medio Ambiente, 2006), llegando a producirse en Galicia en el año 2004 el 39,7% de los incendios forestales registrados en España (ASEMFO, 2005) y en el 2005 el 45,5% (Ministerio



Medio Ambiente, 2006; Xunta, 2006b), si bien en general la superficie anual quemada ha disminuido respecto a la década de los 80 gracias a los planes de extinción desarrollados por la Administración Pública.

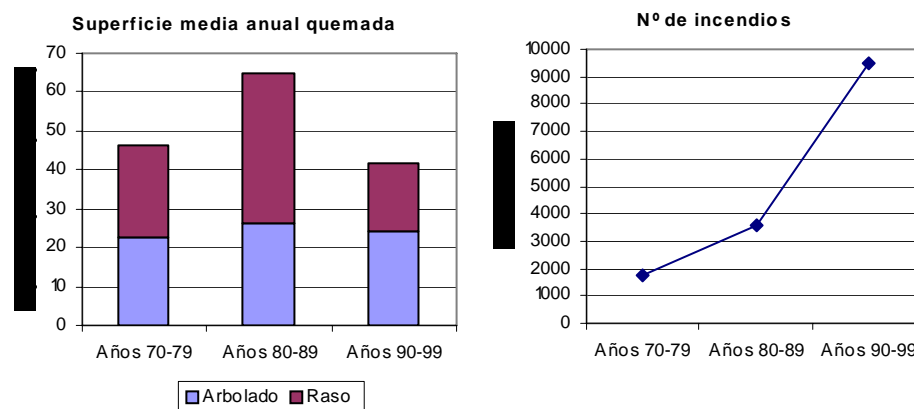


Figura 8. Superficie quemada (\*10<sup>3</sup> has) y número de incendios en Galicia en las últimas décadas (Xunta, 2004).

La implantación de sistemas silvopastorales permitiría reducir el riesgo de incendios de forma notable (Rigueiro *et al.*, 2005b), ya que se reduce el combustible vegetal a la par que se facilita la transitabilidad por el monte, favoreciendo la realización de trabajos selvícolas, como podas y claras, que favorecerían la producción de madera de mejor calidad y la producción de pasto (Mosquera *et al.*, 2001b). La reducción del riesgo de incendios mediante el pastoreo es conocida en la España y Europa mediterránea, pues en las zonas de dehesa el riesgo de incendios es mínimo a pesar de las reducidas precipitaciones y elevadas temperaturas.

En Galicia el estudio de los sistemas silvopastorales se inició hace más de 20 años, en el Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán, incorporándose posteriormente el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo y el Departamento de Producción Vegetal de la Escuela Politécnica Superior de Lugo. Los resultados de las experiencias realizadas se recogen en diversas publicaciones como Piñeiro y Pérez (1988), Silva (1988), Silva *et al.* (1998), Rigueiro (1992, 2000a), García *et al.* (1999), Rigueiro *et al.* (2002a), en las que se muestra la efectividad de este tipo de sistemas para reducir el combustible vegetal del sotobosque y por tanto el riesgo de incendios.

Las especies arbóreas utilizadas en la implantación de los sistemas silvopastorales en Galicia han sido *Pinus pinaster* Ait., *Pinus sylvestris* L., *Pinus radiata* D. Don, *Betula alba* L. y *Eucalyptus globulus* Labill.

Debemos tener en cuenta que, en general, los pastos naturales herbáceos y leñosos de los montes gallegos presentan una baja producción y modesta calidad que se pueden explicar por su variable composición botánica y porque crecen sobre suelos ácidos y pobres en nutrientes.

Según Mosquera *et al.* (2001a) la producción media de la biomasa aérea herbácea en terrenos de monte varía entre 2-6 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de materia seca, mientras que en suelos agrícolas en pastoreo se alcanzan valores medios de 8-12 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Mosquera y González, 1999b), siempre que se produzca una adecuada fertilización.

### 2.3. IMPORTANCIA ACTUAL DEL *Pinus radiata* EN EL MUNDO, ESPAÑA Y GALICIA

*Pinus radiata* D. Don, conocido comúnmente como pino insigne o pino de Monterrey, es una especie arbórea originaria de la costa occidental de los EEUU, siendo su área de distribución natural muy reducida, ya que se ciñe a la costa de California (con tres pequeños núcleos, Swanton, Cambria y Monterrey), al sur de San Francisco y a las islas de Santa Rosa, Santa Cruz y Guadalupe (Dans *et al.*, 1999).

La importante tasa de crecimiento del *Pinus radiata* junto con la precocidad con la que alcanza su máxima producción en volumen y la calidad aceptable de su madera para diferentes usos, han fomentado el empleo de esta especie en repoblaciones en numerosos países y regiones de las zonas templadas del mundo. Uno de los países pioneros en el empleo de esta especie ha sido Nueva Zelanda, donde se realizaron importantes plantaciones en 1920, pasando a convertirse en el país mayor productor de madera de *Pinus radiata*. En países como Chile, Australia y Sudáfrica esta especie también fue bien acogida, aunque menos que en el caso de Nueva Zelanda.

En Europa, países como Italia, Francia, España y Portugal ensayaron el empleo de este pino en las repoblaciones, pero actualmente España es el único país en el que las masas de *Pinus radiata* ocupan importantes extensiones y en el que se ha desarrollado un tejido industrial basado en la transformación de su madera.

En nuestro país el *Pinus radiata* se introdujo inicialmente en el País Vasco, en el año 1840 (Dans *et al.*, 1999), extendiéndose posteriormente por toda la Cornisa Cantábrica.

Si nos centramos en Galicia, observamos que la evolución de *Pinus radiata* presenta notables variaciones, ya que la superficie ocupada por esta especie ha sido muy variable a lo largo de los años; así desde que se inició su expansión en Galicia a principios del siglo pasado, ésta se vio limitada en varias ocasiones por la incidencia de numerosas enfermedades, siendo una de las más importantes la producida por *Dothistroma pini*, causante de la enfermedad de la banda roja que provoca una fuerte defoliación, reduciendo el crecimiento y pudiendo llegar a producir su muerte.

El pino insigne fue introducido en Galicia a través de los trabajos de repoblación llevados a cabo por el Patrimonio Forestal del Estado, continuados posteriormente por el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). El modelo seguido por la administración, junto con las ayudas comunitarias de los años 90 (Reglamento UE 2080/92) para fomentar la forestación

de tierras agrarias han impulsado fuertemente el empleo de esta especie en las repoblaciones, haciendo que se afiance en los montes gallegos.

Hay que destacar que de los casi tres millones de hectáreas de la superficie de la comunidad gallega, el 58% corresponde a terreno forestal (figura 2, página 20), ocupando los terrenos arbolados más del 48% de la superficie total de Galicia. Según los datos del III Inventario Forestal Nacional (IFN, 2001) esta especie en Galicia ocupa un total de 89.915 ha con una fracción de cabida cubierta superior al 20%, si bien únicamente 59.000 ha corresponden a plantaciones de entidad superficial en las que la especie es dominante. Según Álvarez *et al.* (2001) durante el período 2001-2004 en Galicia el ritmo de repoblación con esta especie de pino fue de 2.676 ha año<sup>-1</sup>.

Analizando las plantaciones con entidad superficial, según el III Inventario Forestal Nacional (2001) el *Pinus radiata* es la sexta especie en importancia en Galicia (59.000 ha), por detrás de *Pinus pinaster* Ait. (390.000 ha), *Quercus robur* L. (195.000 ha), *Eucalyptus globulus* Labill. (178.000 ha), masas mixtas de *Pinus pinaster* Ait. y *Eucalyptus globulus* Labill. (159.000 ha), *Quercus pyrenaica* Willd. (101.000 ha) y *Pinus sylvestris* L. (64.000 ha). Las existencias totales de madera en Galicia se encuentran en torno a 135.253.945 m<sup>3</sup> con corteza (III IFN, 2001), de las cuales un 63,7% corresponden a *Pinus pinaster* y *Eucalyptus* spp., seguidas de *Quercus robur*, con un 12,8%, y *Pinus radiata* con un 6,2%.

Si nos detenemos ahora en la provincia de Lugo, destaca de forma muy importante la superficie arbolada, ya que de la superficie total de la provincia la superficie forestal ocupa el 67,72%, siendo el 42,75% de ésta monte arbolado. *Pinus radiata* cobra una gran importancia en esta provincia ya que, aunque ocupa una superficie de 42.432 ha, inferior a la del *Pinus pinaster*, 127.108 ha, sus existencias totales superan los 6 millones de m<sup>3</sup> con corteza, mientras que la de *Pinus pinaster*, aún ocupando el triple de superficie, son de 10,6 millones de m<sup>3</sup> con corteza (III IFN, 2001).

El crecimiento moderadamente rápido, junto con la versatilidad de su madera, apta para diferentes usos industriales, hacen que una gran parte de los propietarios forestales se sientan inclinados a elegir esta especie para reforestar tierras agrarias.

### 2.3.1 Características de la especie

*Pinus radiata* D. Don pertenece a la familia *Pinaceae*, género *Pinus* y subgénero *Diploxylon*, dentro de éste, a la sección *Taeda*, y dentro de ésta al grupo de los Insignes, en el que figuran *Pinus radiata*, *Pinus muricata* y *Pinus attenuata*, conocidos como los pinos de conos cerrados de California por el carácter serótino de sus piñas.

Del comportamiento de este pino en relación al régimen térmico hay que destacar su capacidad para crecer con temperaturas relativamente bajas, aunque esto contrasta con su escasa resistencia a las heladas, sobre todo si son tardías, comportamiento que limita su utilización en numerosos países del sur de Europa.

En cuanto al régimen pluviométrico, cabe indicar que el pino insigne necesita estaciones con más de 900 mm de precipitación al año.

En Galicia es una especie que crece bien, desde el nivel del mar hasta 700-1000 m de altitud (Calvo de Anta *et al.*, 1992), según la latitud y la continentalidad, reduciéndose su crecimiento por encima de dichas altitudes lo que hace que su plantación no sea interesante.

Los suelos sobre los que se asienta esta especie son principalmente ácidos o muy ácidos, la mayoría profundos y con textura franco-arenosa, con buena permeabilidad, por lo que en Galicia únicamente no se asentaría bien sobre suelos mal drenados (Calvo de Anta *et al.*, 1992).

El porte de *Pinus radiata* varía según la espesura de la masa en la que se haya desarrollado. En densidades normales en repoblaciones artificiales forma durante 40 ó 50 años copas estrechas y puntiagudas, tendiendo a aplanarse posteriormente. Si el sitio es protegido y de suelo profundo, puede alcanzar 40 m. de altura, pero en las estaciones peores, más expuestas o de suelo superficial, no pasa de los 10 m. Asimismo, si crece en masas abiertas puede perder pronto la guía principal, desarrollando ramas gruesas y largas y formando una copa amplia y globosa, a altura variable, que de no haber poda puede comenzar próxima al suelo.

Según Beets *et al.* (2001) si la plantación se realiza en zonas que hayan sufrido una fertilización anterior, como es el caso de la forestación de tierras agrarias, el desarrollo de *Pinus radiata* puede verse limitado debido a un exceso de nitrógeno en el suelo, lo que se traduciría en una pérdida de forma, y en el desarrollo de elevada ramosidad y/o multiplicidad de guías terminales (Birk, 1992), si bien otros autores defienden que los bajos niveles de nitrógeno en el suelo pueden limitar la producción forestal (Waring y Snowdon, 1986).

Cabe destacar que se trata de una especie que no suele presentar diámetros superiores a 1 m y cuyo sistema radical es superficial, localizándose las raíces principales que sostienen al árbol en los 60 cm superiores (Davies *et al.*, 1983; Dans *et al.*, 1999) y presentando una menor cantidad de raíces cuando la especie se desarrolla sobre sustratos pobres en nutrientes (Keyes y Grieg, 1981) o con algún tipo de restricción para el crecimiento del sistema radical (Creighton *et al.*, 2003). Para mejorar la resistencia al viento se desarrollan en el cuello de la raíz unas nudosidades características de esta especie.

Hay que destacar que en el suelo bajo pinares de esta especie se acumula una gruesa capa de hojarasca y residuos orgánicos, pudiendo alcanzar grosores entre 8 y 15 cm (Dans *et al.*, 1999) que puede limitar el desarrollo del pasto. Asimismo, experiencias desarrolladas por Clinton y Mead (1994) y Rigueiro *et al.* (2000b) mostraron una relación inversamente proporcional entre el que

crecimiento del arbolado y la producción de pasto, debido a la reducción de la radiación incidente en el pasto con el paso del tiempo (Sibbald, 1996; Rigueiro *et al.*, 2005c).

### 2.3.2 Selvicultura

A la hora de plantearse la selvicultura a realizar con una especie desde un principio se debe tener presente el tipo de madera que se quiere producir, decisión que condiciona el método de plantación, el turno de corta y los cuidados selvícolas a realizar. Cuando la madera de *Pinus radiata* se destina a sierra, desenrrollo o chapa plana será necesario conseguir árboles con diámetros normales con corteza (a 1,30 m del suelo) de 40-45 cm (Dans *et al.*, 1999).

En terrenos con buena calidad de estación (suelos profundos, ausencia de heladas, precipitaciones bien repartidas a lo largo del año y pendientes que permitan el empleo de maquinaria) se podría realizar una selvicultura intensiva con turnos de corta reducidos, densidades iniciales entre 800-1000 árboles ha<sup>-1</sup>, dos o tres claras y podas fuertes a temprana edad. Por el contrario, las plantaciones efectuadas en terrenos con calidades de estación regulares o malas requerirán una selvicultura más progresiva, con turnos de corta más largos, mayores densidades de plantación e intervenciones de clara y poda menos intensivas.

Dans *et al.* (1999) indican, para Galicia, los ciclos selvícolas de dos modelos de plantación (tabla 1 y 2) para producir madera de calidad en montes regulares, es decir en masas con pies de la misma edad y poblados con una sola especie forestal, en este caso *Pinus radiata*. En ambos casos el momento de la primera poda se señala en base al diámetro del tronco sobre el primer verticilo de ramas, que ha de ser entre 8 y 10 cm.

Según esos ciclos selvícolas, se propone realizar dos claras con una periodicidad nunca menor a 5 años, no siendo aconsejable en la mayor parte de las explotaciones realizar una tercera clara (que se realizaría después de los 25 años), por lo que se mantendrá la densidad hasta la corta final.

El pino insigne es un árbol que presenta una gran tendencia a mantener las ramas en el tronco, incluso mucho tiempo después de que éstas hayan muerto, formando nudos que inutilizan la madera para el aserrío, lo que obliga a realizar labores de poda. Estas labores se deben concentrar en la parte baja-media del tronco, ya que es en esta zona donde se produce la madera más gruesa y de mejor calidad, y por tanto donde se concentra el 70 % del valor total del árbol (Dans *et al.*, 1999).

Por otro lado, las podas también constituyen una eficaz labor de prevención de incendios, ya que rompen la continuidad entre las ramas de los árboles y el matorral del sotobosque y al mismo tiempo favorecen la aireación basal, lo que limita el desarrollo de hongos que provocan enfermedades.

Edad años	Trabajo selvícola	Nº pies ha <sup>-1</sup>	Volumen extraído m <sup>3</sup> cc ha <sup>-1</sup>	Destino de la madera
0	Plantación 4x3 m.	833	--	--
1-4	Desbroces	833	--	--
5-7	Primer aclareo sobre árboles dominados o con defectos	700	10	No comercial se astilla y se deja en monte
	Primera poda hasta 2,5 m. sobre 700 pies ha <sup>-1</sup>	700	--	--
7-10	Desbroces	700	--	--
10-12	Primera clara; se extraen 200 pies ha <sup>-1</sup>	500	40	Astillado
	Poda hasta a 5,5-6 m. sobre 500 pies ha <sup>-1</sup>	500	--	--
12-15	Desbroces	500	--	--
15-18	Segunda clara; se extraen 250 pies ha <sup>-1</sup>	250	105	60% Sierra 40% Astillado
25	Corta final	0	295	30% Chapa 40% Sierra 30 % Astillado

Tabla 1. Ciclo selvícola intensivo para una plantación de *Pinus radiata* en terrenos con buena calidad de estación. (Dans *et al.*, 1999)

Edad años	Trabajo selvícola	Nº pies ha <sup>-1</sup>	Volumen extraído m <sup>3</sup> cc ha <sup>-1</sup>	Destino de la madera
0	Plantación 3,5x2,5 m.	1142	--	--
1-5	Desbroces	1142	--	--
5-10	Primer aclareo sobre árboles dominados o con defectos	950	15	No comercial se astilla y se deja en monte
	Primera poda hasta 2,5 m. sobre 950 pies ha <sup>-1</sup>	950	--	--
10-12	Desbroces	950	--	--
10-15	Primera clara; se extraen 300 pies ha <sup>-1</sup>	650	50	Astillado
	Poda hasta a 5,5 m. sobre 650 pies ha <sup>-1</sup>	650	--	--
15-20	Desbroces	650	--	--
20-25	Segunda clara de 350 pies ha <sup>-1</sup>	300	95	40% Sierra 60% Astillado
25-30	Desbroces	300		
35	Corta final	0	330	30% Chapa 40% Sierra 30 % Astillado

Tabla 2. Ciclo selvícola progresivo para una plantación de *Pinus radiata* en terrenos con calidad de estación regular o mala. (Dans *et al.*, 1999)

Los clareos (corta y extracción de pies que no presentan valor comercial) y claras (cortas de mejora en las que se obtiene beneficio comercial) son cortas intermedias que son necesarias para el adecuado desarrollo de la masa arbolada que va a llegar a la corta final. Estas cortas evitan la excesiva competencia por luz, agua y nutrientes, favoreciendo el crecimiento diametral del arbolado que no se corta.

La madera obtenida presenta características adecuadas para realizar operaciones de clavado y atornillado, presentando además propiedades favorables para el cepillado, moldurado, torneado y mecanizado, por lo que se considera una madera de buen rendimiento en la mayoría de las transformaciones mecánicas.

## 2.4. CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS DE GALICIA

La diversidad geológica de Galicia es muy amplia, pero hay dos materiales que ocupan más del 90% de la superficie: las rocas de composición granítica y las que han experimentado un metamorfismo de bajo grado (esquistos, filitas, pizarras...). También hay rocas básicas o metabásicas (gabros, anfíbolitas, granulitas...), ultrabásicas (dunitas), pequeños enclaves de calizas, cuarcitas y areniscas intercaladas entre las pizarras y filitas y un gran número de sedimentos.

En general, el clima de Galicia favorece la evolución edáfica, ya que la temperatura es, generalmente, adecuada para que las reacciones que afectan a los minerales y restos vegetales se produzcan con rapidez. Por otro lado cabe indicar que, en la mayor parte de la comunidad gallega se produce un predominio de la precipitación sobre la evapotranspiración lo que conlleva un importante lavado de cationes (Ca, Na, Mg y K), empobreciéndose el suelo.

Esto explica que los suelos de Galicia tengan una baja fertilidad intrínseca y que sólo el aporte de nutrientes y la corrección de los defectos más significativos, junto con un manejo que evite su erosión y utilización inadecuada, podrían llevar a un incremento de la producción.

Los suelos de Galicia presentan un cierto grado de acidez (Mombiela, 1983b; Mosquera *et al.*, 1999a) lo que conlleva que el nivel de aluminio, que es un elemento tóxico para las plantas, supere el 40% del total de las bases y se haga necesario realizar un encalado con una dosis entre 2-3 t ha<sup>-1</sup> de CO<sub>3</sub>Ca para neutralizar dicho elemento (López-Mosquera, 1995).

El efecto del pH sobre la disponibilidad de los micronutrientes es variable, y así se encuentra un grupo, en el que se incluye el hierro, manganeso, zinc, cobre, cobalto y boro, en el cual unas condiciones de moderada acidez favorecen su disponibilidad (figura 9), mientras que otros, como el molibdeno y el azufre, aumentan su accesibilidad cuando el pH del suelo se aproxima a la neutralidad.

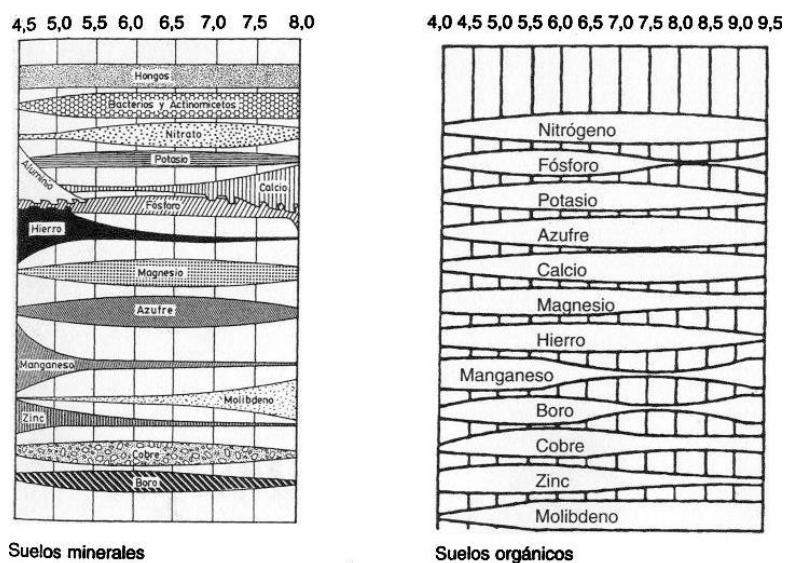


Figura 9. Disponibilidad de nutrientes en relación con el pH según el tipo de suelo. (Porta *et al.*, 2003)

Asimismo, hay que tener en cuenta las interacciones que se pueden producir entre diferentes elementos, un ejemplo sería el fósforo, que a pH entre 4,5-5 se encuentra muy retenido por el aluminio y el hierro, lo que limita su disponibilidad para las plantas.

## 2.5. NUTRIENTES EN SUELO Y PLANTA. REQUERIMIENTOS ANIMALES

El suelo es una fuente de nutrientes para los cultivos. Nos centraremos en los elementos más importantes para las plantas desde el punto de vista nutricional, y en aquellos elementos que la legislación vigente (R.D. 1310/1990) señala como potencialmente tóxicos cuando se emplean los lodos de depuradora urbana como fertilizante. Así los elementos a considerar se pueden agrupar de la siguiente forma (Tandon y Roy, 2004):

### ❖ Macronutrientes:

Nitrógeno, fósforo y potasio son necesarios para constituir las estructuras básicas de las plantas además de ser los que más limitan la producción. Por otro lado, calcio y magnesio son demandados en grandes cantidades pero en menor medida que los anteriores.

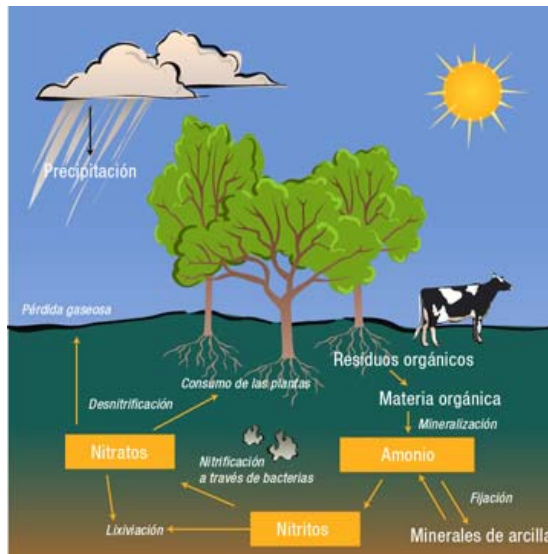
❖ Micronutrientes: Cobre, hierro, zinc, manganeso y níquel. Son esenciales en pequeñas concentraciones para el desarrollo adecuado de las plantas y animales pero pueden ser tóxicos en elevadas proporciones.

Además de los ya indicados hay que hacer referencia a:

❖ Sodio: Se trata de un elemento traza (SSSA, 2001).

❖ Cromo: No está considerado como un nutriente para las plantas, pero se trata de un elemento esencial para los animales.





En el caso de los sistemas silvopastorales la mayor parte de la materia orgánica se concentra en los primeros 15 centímetros del suelo, reduciéndose a medida que se incrementa la profundidad (Whitehead, 1995, 2000).

Las funciones del suelo se encuentran directamente afectadas por la cantidad y la calidad de la materia orgánica que contiene, por ello autores como Franzluebbers (2002) y Porta *et al.* (2003) la consideran como un indicador de la calidad del suelo.

La disponibilidad del nitrógeno para las plantas depende de diferentes factores, siendo uno de los más importantes la velocidad de descomposición de la materia orgánica. Como orientación de dicha velocidad se puede emplear la relación carbono/nitrógeno (C/N) (Porta *et al.*, 2003), que será muy alta para la materia orgánica fresca y va disminuyendo a medida que se transforma en humus. Dicha relación se considera adecuada cuando se encuentra alrededor de 10 (López, 1990), siendo el ritmo de mineralización inversamente proporcional a su valor (EPA, 1994; Guerrero, 1996; Saña-Vilaseca *et al.*, 1996), ya que la actividad microbiana se ve favorecida con la disponibilidad de nitrógeno, lo que se corresponde con valores bajos de la relación C/N (Porta *et al.*, 2003).

En general, la materia orgánica procedente de plantas herbáceas y de bosques de frondosas presenta una tasa de descomposición rápida, por lo que se considera como “*mejorante*” (C/N<10), mientras que si procede de coníferas, eucaliptos o de especies como brezos, la descomposición es más lenta y se considera “*acidificante*” (C/N>10) (Duchaufour, 2001; Gobat *et al.*, 2003; Porta *et al.*, 2003).

Hay que tener en cuenta que el nitrógeno presente en la materia orgánica del suelo no se encuentra inmediatamente disponible para la planta, sino que para ello será necesario que el nitrógeno orgánico pase a nitrógeno mineral mediante un proceso de mineralización

Por otro lado, no se deben olvidar las pérdidas de nitrógeno, que se pueden producir por la fijación del amonio en el complejo coloidal (Domínguez-Vivancos, 1997), por volatilización del amonio, lavado de nitratos y pérdidas de N<sub>2</sub> y óxidos de nitrógeno a través de la nitrificación y la desnitrificación (Whitehead, 2000). Las pérdidas más importantes se deben al lavado de nitratos, que serán más importantes cuanto mayor sea la precipitación y más permeable sea el suelo y por tanto, cuanto más gruesa sea la textura.

Los suelos forestales gallegos se caracterizan por un elevado contenido en materia orgánica, lo que hace que muestren niveles de N elevados.

#### 2.5.1.1.b Planta

El nitrógeno es un elemento importante en la planta ya que determina el contenido en proteína, que, junto con el valor energético, es la base para el cálculo de la ración animal en sistemas silvopastorales.

Un suministro adecuado de este elemento conlleva un rápido crecimiento de la planta, además de un incremento en la producción de hojas, frutos y semillas, mientras que su deficiencia provoca una reducción general del crecimiento así como una clorosis generalizada.

El contenido en proteína varía para las principales especies pascícolas y para su fase fenológica, condicionada a su vez por los parámetros edafoclimáticos. Así, las leguminosas presentan, en general, un contenido de proteína superior al encontrado en las gramíneas (Frame, 1986; Piñeiro y Pérez, 1992b; Whitehead, 1995; Mosquera *et al.*, 2000a) registrándose en las primeras valores entre el 15 y el 25% mientras que en las gramíneas el rango es 10-20% (Norton, 1982; Rodríguez-Barreira, 2000). En especies de matorral el contenido de proteína oscila entre el 8 y el 16% (Jardón-Bouzas, 2000; Fernández-Núñez, 2000; González-Hernández y Silva-Pando, 1999; González-Hernández *et al.*, 2003; González-Hernández, 2006).

La mejor calidad de las especies leguminosas se justifica porque presentan la facultad de poder establecer relaciones simbióticas con bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, que en el caso de las especies pratenses suelen pertenecer al género *Rhizobium*. Si se establece una pradera mezclando leguminosas y gramíneas el nitrógeno fijado por las primeras beneficiará a ambas, dando lugar a un alimento más equilibrado para los animales.

La cantidad de nitrógeno fijado por las leguminosas es muy variable, dependiendo del medio en el que se desarrollan y de sus características genéticas; así en el caso de *Trifolium repens* la fijación oscila entre 0-500 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Whitehead, 1995). Experiencias llevadas a cabo en Galicia por González (1992) en una pradera situada en la costa, con una presencia de trébol del 30%, mostraron un aporte de nitrógeno al suelo a razón de 250 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, valores superiores a la fertilización recomendada en el caso de praderas destinadas a pastoreo.

Hay que tener en cuenta que el empleo de leguminosas no puede sustituir totalmente la aplicación de fertilizantes nitrogenados, ya que el aporte que realizan estas plantas no es continuo ni muy predecible, produciéndose importantes fluctuaciones que afectan a la producción de pasto. Asimismo, existe una relación negativa entre la fertilización nitrogenada y la presencia de determinadas especies leguminosas como el trébol (Whitehead, 1995; Mosquera y González, 1996; Rigueiro *et al.*, 1999b) en beneficio de las gramíneas. Por otro lado, la fijación de nitrógeno por parte de las leguminosas sufre una reducción al incrementarse la presencia de nitrógeno inorgánico en el suelo, debido a su efecto inhibitorio sobre la formación de los nódulos en las raíces (Whitehead, 1995).

En Galicia los niveles de proteína en pasto siguen un modelo estacional diferente al de otras zonas del área templada atlántica ubicadas en mayor latitud, debido a la limitación en el crecimiento durante el período seco estival, que reduce el desarrollo del pasto (Mosquera y González, 1999b). Así, el contenido es más alto a principios de primavera y a finales de otoño (Brea, 1993; Mosquera y González, 2000b; López-Díaz, 2004), estando en su nivel más bajo

durante el verano (Mosquera *et al.*, 2000a). Esa reducción de proteína es más leve en el caso de las leguminosas (Frame, 1986), porque las gramíneas florecen durante los meses de junio-julio y en el encañamiento se reduce el contenido de proteína en éstas especies, incrementándose el de fibra (Mosquera *et al.*, 2000b; Rodríguez-Barreira, 2000).

En el caso de las especies arbustivas González y Silva (1999), Jardón-Bouzas (2000) y Fernández-Núñez (2000) registraron los valores más altos de proteína en el período de primavera-verano, tal vez porque cuando realizaron sus estudios no se produjo una sequía estival que limitase el crecimiento.

#### *2.5.1.1.c Animal*

El nitrógeno es un nutriente esencial en el cuerpo y su déficit conlleva problemas de crecimiento así como pérdida de peso y una reducción del número de partos. El contenido medio de proteína en la dieta de mantenimiento de ganado vacuno de carne debe encontrarse en torno al 10% (NRC, 2000) y al 9,4 % en ovino (NRC, 1985), mientras para equino y caprino las necesidades son del 8.5% (NRC, 1989) y 6% (NRC, 1981) respectivamente.

#### *2.5.1.2 Fósforo*

##### *2.5.1.2.a Suelo*

Se trata de un elemento que procede de la descomposición de la roca madre, de la fertilización o de la descomposición de la materia orgánica. Aparece habitualmente en el suelo en concentraciones que oscilan entre el 0,02 y el 0,5% (Juárez y Sánchez, 1996) y sólo una pequeña parte se encuentra disponible para las plantas, dado que una elevada proporción se encuentra en forma insoluble (Porta *et al.*, 2003), lo que hace recomendable realizar fertilizaciones fosfóricas. Asimismo, se trata de un elemento que presenta una reducida movilidad en el suelo, por lo que se lava poco y suele concentrarse en los horizontes superficiales.

Entre un 20 y un 60% del fósforo presente en el suelo se encuentra en forma orgánica, dependiendo esta fracción de sus ciclos de mineralización e inmovilización y de la relación C/N en el suelo (Juárez y Sánchez, 1996). De forma general se acepta que el fósforo asimilable lo conforman el fósforo que se encuentra en la solución del suelo y el adsorbido en las posiciones cambiables.

La disponibilidad del fósforo, que se mide normalmente mediante los métodos Olsen, apropiado para los suelos neutros o básicos, y Mehlich, para suelos ácidos, depende en gran medida del pH del suelo (Stevens 1996) y de la presencia de iones como hierro y aluminio que se unen al fósforo haciéndolo insoluble. Así, en los suelos ácidos, como es el caso de los gallegos, los niveles de fósforo son bajos, solucionándose las deficiencias mediante la realización de encalados que provocan la neutralización del aluminio en el complejo de cambio (Piñeiro *et al.*, 1977; Mombiela

1983b; López-Mosquera, 1995; Kabata, 2001). Su solubilidad también se ve afectada por la climatología (Whitehead, 2000), debido a que condiciona el proceso de mineralización y la estructura edáfica, que va a influir en el movimiento del fósforo en el suelo (Simpson, 1986).

La carencia de fósforo, junto con la importante presencia de aluminio en el complejo de cambio, se considera que justifican la baja fertilidad de los suelos gallegos (Piñeiro *et al.*, 1977; Mombiola, 1983a).

Hay que tener presente que el fósforo es uno de los responsables de la eutrofización de las aguas, junto con el N, porque si bien este último elemento se lava en una mayor proporción, la cantidad de fósforo necesaria para que se produzca este fenómeno, y que proviene en su mayor parte de los detergentes, es mucho menor (Smith, 1996).

La riqueza de fósforo en una sustancia fertilizante se expresa habitualmente en forma de óxido fosfórico ( $P_2O_5$ ), y también se expresan en esta forma las necesidades de las plantas. Mientras que el contenido en el suelo (o en planta) se expresa habitualmente en forma de fósforo elemento (P).

#### 2.5.1.2.b *Planta*

El fósforo, junto con el nitrógeno, es uno de los elementos más importantes en la planta, dado que interviene en prácticamente todos los procesos relevantes del metabolismo, participando en la fotosíntesis y en la captación, almacenamiento y transferencia de energía en la planta (Whitehead, 2000), pudiendo producir su carencia la inhibición de la fotosíntesis.

Las plantas suelen presentar un contenido de fósforo que oscila entre el 0,15 y el 0,45% (Grime, 1988), pudiendo incrementarse hasta el 0,6% (Piñeiro y Pérez, 1992b; Brea, 1993; Whitehead, 1995, 2000). No es usual que se produzcan alteraciones en la planta por un exceso de este nutriente, aunque la presencia de elevadas cantidades de fósforo en suelo puede dar lugar a deficiencias de hierro en planta, ya que se reduce su solubilidad (Juarez y Sánchez, 1996), y en algunos casos reducir la biodiversidad.

En relación a la concentración de fósforo en planta, no se registran grandes diferencias entre gramíneas y leguminosas (Mayland y Wilkinson, 1989; Piñeiro y Pérez, 1992b; Mackay *et al.*, 1995; Whitehead, 2000), viéndose éstas últimas favorecidas por los aportes de este elemento (Olea *et al.*, 1991). En matorral dicho contenido oscila entre el 0,11 y el 0,31% (Jardón-Bouzas, 2000; Fernández-Nuñez, 2000; Rigueiro *et al.*, 2002a).

En cuanto a la variación estacional podemos indicar que es paralela a la del nitrógeno, así los contenidos máximos de este elemento se registran antes de la floración (Reid, 1970; Mosquera, 1993; Whitehead, 2000; Mosquera *et al.*, 2001d; López-Díaz, 2004), descendiendo posteriormente a medida que se acerca el verano al aumentar la proporción tallo/hoja y al producirse un

envejecimiento más rápido de los tejidos foliares (Willman *et al.*, 1994), para aumentar de nuevo hacia el otoño (Brea, 1993; Mosquera *et al.*, 1999a; Mosquera y González, 2000b).

#### **2.5.1.2.c Animal**

Es un mineral que se encuentra en importantes concentraciones en los animales, siendo un componente esencial en las moléculas relacionadas con las transformaciones bioquímicas (Whitehead, 2000). Su déficit puede ocasionar problemas de fertilidad, dificultad en el parto y problemas de crecimiento (Whitehead, 2000). Su exceso conlleva una reducción en la producción de leche e interferencias en la absorción de calcio, magnesio y otros minerales (Whitehead, 2000). La concentración media de este mineral en la dieta de mantenimiento debe situarse en torno al 18% para ganado vacuno de carne (NRC, 2000), entre el 0,16 y el 0,37% para ovino (NRC, 1985), sobre el 0,2% (NRC, 1989) para equino y sobre el 0,25% (Lamand, 1981) para caprino.

#### **2.5.1.3 Potasio**

##### **2.5.1.3.a Suelo**

El contenido normal de potasio en el suelo varía entre el 2 y el 3%, pudiendo llegar a ser inferior al 0,03% en suelos orgánicos (Barber, 1995). Se encuentra principalmente formando parte de la estructura de minerales primarios como feldespatos y micas (Simpson, 1986; Whitehead, 2000), por lo que no se encuentra disponible para las plantas hasta que se meteorizan. Generalmente el contenido de potasio en el suelo se mide como óxido de potasio ( $K_2O$ ) mientras que la absorción por parte de la planta se realiza en la forma de ión potasio ( $K^+$ ).

Aproximadamente entre un 1 y un 10% del potasio del suelo se encuentra adsorbido en posiciones de cambio por arcillas o por elementos coloidales como la materia orgánica, dependiendo por tanto la disponibilidad de este nutriente del tipo de arcilla y de la cantidad de la misma en el suelo (Whitehead, 2000). Los suelos arenosos suelen presentar bajas concentraciones de este nutriente, recomendándose el aporte de materia orgánica para evitar las pérdidas por lixiviación, mientras que en el caso de los suelos arcillosos o con una elevada proporción de humus, el lavado es prácticamente nulo (Barber, 1995).

Estudios realizados por Calvo de Anta *et al.* (1992) en los suelos de A Coruña mostraron, valores habituales de potasio intercambiable comprendidos entre 0,15 y 0,30  $cmol(+) kg^{-1}$ , aunque hay que tener en cuenta que concentraciones en suelo inferiores a 0,2  $cmol(+) kg^{-1}$  conllevan un déficit de este elemento para las plantas (Buol, 1995).

##### **2.5.1.3.b Planta**

El potasio es un elemento esencial para las plantas dado que interviene en el proceso de la fotosíntesis y en el aumento de resistencia de los tejidos frente a la sequía, frío e invasiones

parasitarias (Whitehead, 2000). Su déficit provoca clorosis, necrosis, reducciones de la cosecha así como una menor resistencia a condiciones medioambientales desfavorables.

Los niveles medios en planta varían según los autores entre el 1,8 y el 4,1% (Frame, 1986), 3-4,6% (Brea, 1993), 1,5-3% (Whitehead, 1995, 2000); 1,01-2,5% (Mosquera y González, 2000b) y 1,12-2,64% (Mosquera *et al.*, 2004), siendo más abundante en leguminosas que en gramíneas, siendo estas últimas especies más competidoras a la hora de aprovechar el potasio presente en un suelo con una baja concentración de este nutriente (Whitehead, 2000).

Se trata de un elemento que presenta una gran movilidad para pasar del suelo a la planta, así como para moverse dentro de la misma, lo que favorece que en un suelo rico en potasio las plantas absorban cantidades superiores a las que necesitan. Este proceso se denomina “*consumo de lujo*” y puede ocasionar problemas de tipo nutricional, dado que podría provocar una competencia con otros cationes (Ca, Fe, Mg, Zn), pudiendo dar lugar a deficiencias de los mismos (Guerrero, 1996).

Con respecto a la evolución estacional, los mayores niveles de potasio en planta se registran en los meses de primavera y los mínimos en verano, de forma paralela al nitrógeno y al fósforo (Fernández-Nuñez, 2000; Mosquera *et al.*, 2001d; Mosquera y González, 2000b).

#### **2.5.1.3.c Animal**

El potasio es un elemento que generalmente es abundante en el pasto, por lo que raramente se producirán déficits en la alimentación animal. Su función en el animal está relacionada con el sistema enzimático así como con el sistema nervioso (Whitehead, 2000).

El déficit de potasio se relaciona con retrasos en el crecimiento y con la hipomagnesemia, mientras que el exceso puede provocar un aumento en el número de animales que presentan cálculos renales.

La concentración deseable de este nutriente en la dieta de mantenimiento del ganado vacuno de carne es del 0,6% (NRC, 2000), para ovino es del 0,4% (NRC, 1985), mientras que para equino (NRC, 1989) y caprino (Lamand, 1981) es del 0,5%.

### **2.5.1.4 Calcio**

#### **2.5.1.4.a Suelo**

El calcio es uno de los elementos con mayor presencia en la corteza terrestre, ya que representa un 3,63% de la misma (Eagleson, 1994; Barber, 1995, Hill y Holman, 2000). El contenido total de calcio en el suelo depende de la roca madre y de si ha sido o no encalado el terreno, siendo en suelos no calcáreos inferior al 1%, mientras que en los calizos puede superar el 10% (Barber, 1995). Su presencia en el suelo suele ser suficiente para las necesidades de los

cultivos, aunque en suelos ácidos con cultivos que absorben cantidades importantes de calcio, como el trébol, se pueden presentar deficiencias.

Se trata de un elemento importante en la estructura del suelo y contribuye, mediante la floculación y la agregación de las partículas coloidales, a la consecución de una estructura estable. Así, con la adición de calcio mediante el encalado se reduce la acidez del suelo y la disponibilidad del aluminio de cambio (López-Mosquera, 1995; Porta *et al.*, 2003), dado que se produce un intercambio de  $\text{Ca}^{2+}$  por  $\text{Al}^{3+}$  y  $\text{H}^+$ , algo especialmente relevante en nuestra región, debido a la ya mencionada tendencia a la acidez de los suelos gallegos.

En el complejo de cambio el nutriente que nos ocupa se encuentra más fuertemente adsorbido que el potasio y el magnesio (Barber, 1995), presentando una evolución inversa a la del aluminio (Mombiela, 1983b).

Según Buol *et al.* (1981) se considera que cantidades intercambiables inferiores a  $1,5 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  indicarían un déficit de este nutriente, situación que es común en los suelos de Galicia, donde habitualmente las concentraciones oscilan entre  $0,37$  y  $2,60 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  en suelos cultivados, ascendiendo hasta  $2-4,9 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  en el caso de las praderas (Calvo de Anta *et al.*, 1992).

En suelos muy evolucionados, con bajo pH y reducida capacidad de intercambio catiónico, los niveles de calcio pueden ser insuficientes para el crecimiento de las plantas, viéndose especialmente perjudicadas las leguminosas, ya que presentan elevados requerimientos en este nutriente (García *et al.*, 1986a; Barber, 1995).

Un exceso de calcio en el suelo, habitualmente ligado a suelos alcalinos, puede provocar el bloqueo de la disponibilidad de otros elementos como fósforo, hierro, magnesio, cobre o zinc, lo que podría conllevar una carencia de los mismos (Whitehead, 2000).

#### 2.5.1.4.b Planta

Se trata de un elemento indispensable para el crecimiento de la planta. Las especies vegetales lo absorben en forma de  $\text{Ca}^{2+}$ . Su exceso conlleva el engrosamiento del tallo, haciendo los forrajes menos nutritivos y asimilables.

Los contenidos en planta varían entre el 0,1 y el 3,26% (Frame, 1986; Brea, 1993), siendo su presencia mayor en las leguminosas (1,2-2%) que en las gramíneas (0,4-0,8%) (Whitehead, 1995, 2000; Mosquera *et al.*, 2001d; Edmeades y Perrott, 2004).

Estudios realizados por Gatica *et al.* (1998) y Mosquera *et al.* (1999a) concluyen que las variaciones de este elemento en las plantas a lo largo del año son pequeñas, aunque varios autores registran los niveles más elevados de este elemento en verano-otoño y los mínimos en primavera (Brea, 1993; Willman *et al.*, 1994; Mosquera y González, 2000b), debido a la mayor presencia de calcio en las hojas desarrolladas en comparación con las jóvenes.



#### 2.5.1.4.c Animal

Es un elemento esencial para el funcionamiento de las células así como en la transmisión de los impulsos nerviosos (Whitehead, 2000). Su carencia conllevaría la aparición de cierto grado de raquitismo así como una menor producción de leche (NRC, 2000; Whitehead, 2000), mientras que un exceso en la dieta puede producir dificultad de asimilación de otros nutrientes como magnesio, manganeso, hierro, zinc y fósforo.

Las necesidades de este nutriente en la dieta de mantenimiento del ganado vacuno de carne se encuentran entre 0,18 y 0,44% (NRC, 2000) con respecto a la materia seca, mientras que en ovino los contenidos adecuados se sitúan entre el 0,21 y el 0,52% (NRC, 1985), en caprino en el 0,34% (Lamand, 1981) y en el ganado equino el rango oscila entre el 0,3 y el 0,5% (NRC, 1989).

### 2.5.1.5 **Magnesio.**

#### 2.5.1.5.a Suelo

El magnesio total presente en el suelo suele estar comprendido entre el 0,01 y el 1,02% (Barber, 1995). En el caso de Galicia se han detectado cantidades de este elemento en forma intercambiable que se sitúan en el intervalo 0,16-0,87 cmol(+) kg<sup>-1</sup> (Calvo de Anta *et al.*, 1992), llegando a alcanzar valores de 4,57-5,67 cmol(+) kg<sup>-1</sup> en el caso de suelos desarrollados sobre serpentinitas. Sin embargo, en terrenos de monte gallegos, únicamente en zonas de gabros se superó el límite de 0,4 cmol(+) kg<sup>-1</sup> (Calvo de Anta *et al.*, 1992), valor por debajo del cual se considera que existen deficiencias en este nutriente (Buol *et al.*, 1981).

Al igual que en el caso del calcio, la disponibilidad de este elemento mejora con el pH y con la reducción de la presencia de aluminio en el complejo de cambio (Domínguez-Vivancos, 1997), pero hay que tener en cuenta que es un elemento que presenta interacciones con potasio y calcio, lo que hace que si la corrección del pH se realiza exclusivamente con materiales cálcicos, en suelos ácidos y pobres en magnesio, se puedan registrar deficiencias de magnesio. Asimismo, un elevado contenido de potasio puede afectar a la cantidad de magnesio cambiabile.

Las extracciones de magnesio por los cultivos, junto con la pérdida que se produce por lavado, pueden conducir a niveles bajos de este nutriente en el suelo (Domínguez-Vivancos, 1977), registrándose este efecto de forma más notable en los suelos de textura gruesa.

#### 2.5.1.5.b Planta

El magnesio es un nutriente esencial para las plantas, ya que tiene una importante relevancia en la formación de la clorofila, de proteínas y de vitaminas (Fuentes-Yagüe, 1999). Frente a una deficiencia de este nutriente, las hojas afectadas en primer lugar son las más viejas, ya que se trata de un elemento que se mueve con facilidad dentro de la planta (Fuentes-Yagüe, 1999) y

reduce su presencia a medida que avanza la maduración (Fleming 1973; Undewood, 1981, Whitehead, 2000).

Los contenidos de magnesio en planta varían entre el 0,10 y el 0,45% (Norton, 1982; Grace, 1983; Whitehead, 2000), registrándose generalmente mayores contenidos en las leguminosas que en las gramíneas (Norton, 1982; Whitehead, 1995, 2000); las primeras pueden presentar contenidos entre el 0,15 y el 0,40% (Frame, 1986; Brea, 1993), mientras que en las segundas se sitúan entre el 0,10 y el 0,30% (Piñeiro y Pérez, 1992a; Hopkins *et al.*, 1994). En experiencias realizadas en Galicia, la presencia de magnesio en arbustos oscilaba entre el 0,1 y el 0,23% respecto a materia seca (Fernández-Núñez, 2000; Jardón-Bouzas, 2000; Iglesias-Rego, 2001).

Este elemento presenta una importante variación estacional, apreciándose los niveles más altos en otoño (Mosquera *et al.*, 2000; Mosquera y González, 2000b), aunque esto puede sufrir variaciones dependiendo de la composición botánica (Rodríguez-Barreira, 2000).

#### 2.5.1.5.c Animal

Se trata de un elemento que interviene en la formación del esqueleto y en el funcionamiento de sistema nervioso (NRC, 2000). Su déficit puede ocasionar la aparición de hipomagnesemia (Whitehead, 2000) que provoca una importante pérdida en la calidad de la leche, pudiendo provocar esterilidad.

Las necesidades animales en dietas de mantenimiento, al igual que ocurría con los nutrientes anteriores, varían según la especie, así los requerimientos del vacuno de carne (NRC, 2000) y del caprino (Lamand, 1981) se encuentran en torno al 0,2%, y para equino (NRC, 1989) y ovino (NRC, 1985) en los intervalos 0,09-0,1% y 0,04-0,08% respectivamente.

### **2.5.2 Micronutrientes.**

Los micronutrientes son elementos nutritivos esenciales para el crecimiento vegetal, pero cuyo consumo se realiza en pequeñas cantidades; ocasionando la deficiencia problemas de crecimiento de las plantas y en el desarrollo de las raíces, lo que repercute en la producción.

La carencia de micronutrientes puede producirse por:

- a) No estar presentes en cantidad suficiente en el suelo, por lo que la planta no puede obtenerlos.
- b) No encontrarse en el suelo en estado asimilable.

### 2.5.2.1 Factores que afectan a la disponibilidad de los micronutrientes.

Son varios los factores que pueden afectar a la disponibilidad de los micronutrientes en el suelo, y por tanto a la absorción de éstos por parte de las plantas. Así cabe destacar:

a.- pH del suelo: Un elevado pH produce una disminución en la solubilización y absorción de cobre, zinc, hierro y manganeso (Loué, 1988; Porta *et al.*, 2003) (figura 9).

b.- Textura: En suelos muy arenosos es más frecuente la carencia de manganeso, cobre y zinc, debido a que son microelementos que se lavan en estos suelos con gran facilidad (Kabata-Pendías, 1985, 2000).

c.- Materia orgánica: Los suelos con poca materia orgánica tienen la tendencia a ser pobres en microelementos, pero, a su vez, los suelos con un importante contenido en materia orgánica pueden presentar problemas de asimilabilidad, situación que ocurre particularmente en el caso del cobre (Domínguez-Vivancos, 1997; Kabata y Pendías, 1985; Loué, 1988; Quinteiro *et al.*, 1998), por la formación de complejos organo-metálicos estables, que hacen que no se encuentre suficientemente disponible para las plantas (Loué, 1988).

d.- Otros factores: La actividad microbiológica, el drenaje del suelo, las condiciones de oxidación-reducción, así como las condiciones climáticas interaccionan con la disponibilidad de los microelementos. Un ejemplo serían los microorganismos que compiten con las plantas por el zinc, que pueden ocasionar que las plantas presenten una deficiencia de éste elemento (Kabata-Pendías, 2000).

Por otro lado, las condiciones reductoras, generadas por una elevada cantidad de agua en el suelo, pueden incrementar la asimilabilidad de Mn, Cu y Zn, pero esta situación de anoxia afecta negativamente al sistema radical, pudiendo producirse una reducción en la captación de los micronutrientes (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2001; Mosquera y González, 2001f).

### 2.5.2.2 Cobre

#### 2.5.2.2.a Suelo

La cantidad de cobre total en el suelo está relacionada con su presencia en la roca madre y varía entre 3 y 100 mg kg<sup>-1</sup> según el tipo de suelo, no indicando estos valores información sobre la disponibilidad del mismo (Domínguez-Vivancos, 1997). En el conjunto de los suelos peninsulares el contenido medio de cobre es de 19,55 mg kg<sup>-1</sup> (López y Grau, 2004).

Se trata de un elemento que se localiza generalmente en los horizontes superficiales del suelo en niveles entre 1 y 50 mg kg<sup>-1</sup> (Barber, 1995; Kabata y Pendías, 1995; Kabata, 2000; Whitehead, 2000); considerándose fitotóxico a concentraciones superiores a 60 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985).

El pH influye de forma importante en la asimilabilidad del cobre, dado que se trata de un micronutriente que precipita a pH superiores a 7 (figura 9, página 30) (López y Grau, 2004), por lo

que se podrían observar carencias de cobre en suelos alcalinos (Loué, 1988). Sin embargo, debido a las bajas necesidades de este micronutriente por parte de las plantas es raro que los suelos presenten deficiencias (López y Grau, 2004).

Por otro lado, la movilidad del Cu se ve muy limitada a causa de su elevada adsorción (Loué, 1988; Khan *et al.*, 2005) lo que provoca que esté en bajas concentraciones en la solución del suelo (Krauskopf, 1983).

#### 2.5.2.2.b Planta

El cobre se absorbe por las plantas principalmente de forma activa como  $\text{Cu}^{2+}$ , siendo un elemento que interviene en procesos de oxidación-reducción y que forma parte de varios enzimas (Kabata y Pendías, 1985, Kabata 2000).

El contenido medio de cobre en planta oscila entre 5 y 20  $\text{mg kg}^{-1}$  sobre materia seca (Loué, 1988). Autores como Kabata y Pendías (1984), Whitehead (1995) y Babnik *et al.* (1996) encontraron concentraciones de cobre en leguminosas que oscilaban entre 5 y 12  $\text{mg kg}^{-1}$ , mientras que para gramíneas el rango se encontraba entre 3 y 15  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Estudios llevados a cabo por García *et al.* (1986b) y Mosquera y González (2001f) en Galicia mostraron que las concentraciones más altas de cobre en planta se registraban durante los meses de verano, mientras que los mínimos se producían durante la primavera. Hopkins *et al.* (1994) afirman que las concentraciones de este micronutriente se mantienen estables a lo largo del año, disensión que puede explicarse por las diferentes condiciones climáticas en ambos estudios.

Hay que resaltar que este micronutriente presenta un cierto grado de antagonismo con elementos como P, Ca, Fe y Zn (Kabata, 2000).

#### 2.5.2.2.c Animal

El cobre es un elemento necesario para los animales, produciendo su carencia diversos desórdenes óseos, articulares y nerviosos, dando lugar en muchos casos a raquitismo (Whitehead, 2000).

Los contenidos medios de los forrajes en zonas agrícolas con pH ligeramente ácido están en torno a 5  $\text{mg kg}^{-1}$  respecto a materia seca, mientras que las necesidades animales de mantenimiento se encuentran en torno a 10  $\text{mg kg}^{-1}$  para vacuno de carne (NRC, 2000), caprino (Lamand, 1981) y equino (NRC, 1989) y entre 4,6 y 7,4  $\text{mg kg}^{-1}$  para ovino (NRC, 1985).

La relación Mo/Cu de los forrajes es un parámetro importante, pues con niveles cercanos a 0,1  $\text{mg kg}^{-1}$  en Mo se puede registrar toxicidad cúprica (McBride, 2005) que conllevaría sintomatología similar a la de la deficiencia.

### 2.5.2.3 Hierro

#### 2.5.2.3.a Suelo

El hierro es un elemento muy abundante en los suelos, variando su concentración según los diferentes autores entre el 0,02 y el 10% (Davies, 1980; Kabata y Pendías, 1985; Loué, 1988; Barber, 1995; Kabata, 2000). Se encuentra formando parte de diferentes minerales o bajo la forma de óxidos e hidróxidos. Según García-Ameneiro (2001) y Mosquera y González (2001f), los niveles de hierro en suelo encontrados en diversos estudios en Galicia oscilan entre 190 y 2.888 mg kg<sup>-1</sup>.

El pH es un factor que influye de forma decisiva en el equilibrio que existe entre las formas solubles e insolubles del hierro (Whitehead, 2000); así los óxidos e hidróxidos de hierro juegan un papel importante en la disponibilidad y asimilabilidad de este elemento descendiendo esta última a pH mayores de 6 (figura 11).

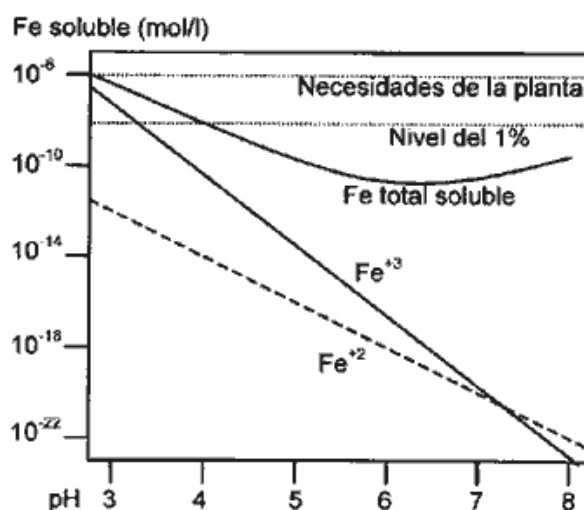


Figura 11. Variación en la solubilidad del Fe según el pH (Lindsay, 1974)

Hay que tener en cuenta que la forma  $\text{Fe}^{3+}$  es en la que este micronutriente está disponible para las plantas, aunque se absorbe de forma activa por las raíces como  $\text{Fe}^{2+}$  (Jones *et al.*, 1996; Kabata, 2000).

Existen diferentes causas que pueden afectar a la disponibilidad de este elemento en el suelo y a su absorción por las plantas:

a.- pH elevado: Ya que se produce la inmovilización de este micronutriente.

b.- Agua y aireación del suelo: El exceso de agua en el suelo tiende a favorecer la reducción de  $\text{Fe}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  con el consiguiente incremento en la asimilabilidad y en su proporción en el pasto (Whitehead, 2000; Mosquera y González, 2001f). En suelos calizos ese exceso de agua es un factor que agrava el riesgo de clorosis férrica, lo que suele deberse a un alto contenido de  $\text{CO}_3\text{H}^-$

en el agua, que en el entorno de las raíces provoca una inmovilización de Fe en planta (Loué, 1988).

Debemos tener presente que se pueden producir relaciones de antagonismo o sinergismo entre el hierro y otros nutrientes; así en el caso de los micronutrientes las relaciones antagónicas se producen entre Fe-Cu, Fe-Zn y Fe-Mn.

#### 2.5.2.3.b Pasto

El hierro interviene en la fotosíntesis y en la síntesis de la clorofila (Loué, 1988; Whitehead, 2000), por lo que un déficit de este micronutriente conlleva una clorosis que produce un amarilleamiento entre los nervios de las hojas más jóvenes (Fuentes-Yagüe, 1994).

El hierro en las plantas es prácticamente inmóvil, de tal forma que la mayor parte se concentra en las raíces y en las hojas hasta la senescencia (Whitehead, 2000), moviéndose únicamente una pequeña proporción hacia los tejidos jóvenes, que son los más afectados en condiciones de escasez.

Los contenidos de hierro en las plantas se encuentran en torno a 100 mg kg<sup>-1</sup> según Domínguez-Vivancos (1997), mientras que Davies (1980) y Mayland y Wilkinson (1996) consideran como normales rangos entre 25 y 500 mg kg<sup>-1</sup> y 5-150 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, incrementándose hasta 1000 mg kg<sup>-1</sup> según Whitehead (2000).

Experiencias llevadas a cabo en Galicia por Mosquera y González (2001f) y Mosquera *et al.* (2004), en suelos agrícolas, ofrecieron concentraciones entre 201 y 3136 mg kg<sup>-1</sup> y entre 227 y 2935 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente.

Hay que tener presente que existen especies, como *Dactylis glomerata*, que presentan un bajo contenido de Fe incluso cuando éste está presente en elevadas concentraciones en el suelo (Grime, 1988; Mosquera *et al.*, 2001a). En general las leguminosas presentan un mayor contenido de hierro que las gramíneas (Whitehead, 2000).

En cuanto a la evolución estacional, cabe destacar que las mayores concentraciones de este elemento en el pasto se registran en primavera (Mosquera y González, 2001f), detectándose en verano los valores mínimos, respuesta no observada por López-Díaz (2004), que no registró variaciones estacionales en el contenido de hierro en planta, lo que puede explicarse por la reciente implantación del pasto en el ensayo de la última referencia.

La capacidad de las plantas para absorber el hierro disminuye a medida que se eleva la concentración de fósforo en planta (Loué, 1988), de forma que la inhibición es mayor cuando las plantas crecen en condiciones básicas (Olsen, 1983; Whitehead, 2000), dado que éstas son condiciones desfavorables para la absorción del hierro.

Por otra parte, Anderson (1987) y Whitehead (2000) asocian la deficiencia de potasio en la planta con una posible toxicidad por hierro.

#### 2.5.2.3.c *Animal*

Es un elemento que se encuentra en los animales sobre todo en la hemoglobina de la sangre, por lo que su déficit conlleva la aparición de anemias, fracturas y malformaciones óseas, así como hemorragias (Whitehead, 2000), pero se convierte en tóxico para ganado ovino y equino (NRC, 1980) cuando en el forraje se superan los  $500 \text{ mg kg}^{-1}$  y para el vacuno en concentraciones superiores a  $1.000 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Los requerimientos en la dieta de mantenimiento de los animales se encuentran en torno a  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  para vacuno de carne (NRC, 2000) y a  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  para caprino (Lamand, 1981; Arbiza-Aguirre, 1986), mientras que en el caso del ovino y el equino las concentraciones se elevan hasta  $30\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$  (NRC, 1985) y  $40\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$  (NRC, 1989), respectivamente.

#### 2.5.2.4 *Zinc*

##### 2.5.2.4.a *Suelo*

En las rocas el zinc se encuentra principalmente en forma de sulfuros, carbonatos y diversos silicatos. El contenido de los suelos en Zn está relacionado con el tipo de roca madre (López y Grau, 2005), situándose los niveles medios entre 10 y  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  (Loué, 1988; Barber, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997; Whitehead, 2000), intervalo que Davies (1980) reduce a  $10\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$  en el caso de suelos ácidos muy lavados. Pero hay que tener en cuenta que, al igual que sucede con el resto de los micronutrientes, el contenido total de este elemento no sirve como indicador de la disponibilidad para la planta. Así, los principales factores susceptibles de generar una deficiencia son:

a.- *Reservas del suelo*: Por lo general, la cantidad de Zn presente en la mayoría de los suelos es superior a las necesidades de los cultivos, pero en suelos ácidos con un fuerte lavado los niveles de Zn pueden ser muy reducidos (Davies, 1980).

b.- *La reacción del suelo*: La solubilidad de este micronutriente en el suelo es máxima a pH 4, disminuyendo su movilidad a partir de pH 7. Las deficiencias de zinc generalmente se encuentran asociadas a suelos con pH elevado o fuertemente encalados. Como consecuencia, se puede relacionar la deficiencia de zinc en suelos ácidos con un excesivo encalado (Loué, 1988; García-Ameneiro, 2001).

c.- *Materia orgánica*: La materia orgánica del suelo forma complejos muy estables con el zinc (Loué, 1988), siendo los ácidos húmicos y fúlvicos muy importantes en la adsorción de este elemento. En la solución del suelo se encuentra como ión  $\text{Zn}^{2+}$  y reacciona con la materia orgánica formando complejos tanto solubles como insolubles (Whitehead, 2000). La deficiencia de Zn parece encontrarse asociada a suelos pobres en materia orgánica (Kabata, 2000).

Debemos tener presente que, al igual que ocurría con el cobre y el hierro, el zinc interacciona con otros elementos; así, cantidades elevadas de fósforo asimilable en suelo son

susceptibles de reducir la asimilabilidad del Zn (Kabata y Pendías 1985; Loué, 1988; Kabata, 2000).

#### 2.5.2.4.b Pasto

El zinc actúa formando parte de diferentes sistemas enzimáticos, de la misma forma que el manganeso y el magnesio (Whitehead, 2000). Los niveles de zinc en planta no suelen superar las 100 mg kg<sup>-1</sup> (Domínguez-Vivancos, 1997), encontrándose generalmente en el rango 20-100 mg kg<sup>-1</sup> (Loué, 1988), rango que para Kabata (2000) es 12-47 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las gramíneas y 24-45 mg kg<sup>-1</sup> para las leguminosas.

Las concentraciones de Zn que pueden considerarse fitotóxicas varían con la especie, el genotipo, así como con el estado de desarrollo (Romheld y Marschner, 1991; Kabata, 2000); aunque en general Kabata y Pendías (1985), Kabata (2000) y Whitehead (2000) consideran que se produce fitotoxicidad cuando la concentración es superior a 200 mg kg<sup>-1</sup>, aunque depende de la especie y del estado de maduración en el que se encuentre.

Por otra parte hay que tener presente que concentraciones en el rango 10-20 mg kg<sup>-1</sup> se consideran insuficientes para las plantas (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000; Whitehead, 2000).

Estudios llevados a cabo en Galicia en zonas agrícolas fértiles, mostraron niveles de Zn en el pasto entre 23,2 y 48,1 mg kg<sup>-1</sup> (Mosquera y González, 2001f) y entre 22,1 y 38,4 mg kg<sup>-1</sup> (Mosquera *et al.*, 2004).

Debemos tener presente además que este nutriente se acumula preferentemente en las dicotiledóneas, siendo superior el contenido en la leguminosas que en las gramíneas (Babnik *et al.*, 1996) y en las gramíneas no sembradas que en las sembradas, como *Lolium perenne* L. (Hopkins *et al.*, 1994).

Estudios de la distribución estacional del contenido de zinc registran un descenso en la concentración de este elemento en planta a medida que avanza la primavera (Chowdhury *et al.*, 1997; Whitehead, 2000), respuesta opuesta a la descrita por Mosquera y González (2001f) en pasto desarrollado en zonas agrícolas, y por Jardón-Bouzas (2000) y Mosquera *et al.* (2002b) en arbustos, trabajos que citan mayores contenidos en primavera y verano.

A nivel de la planta se puede producir una interacción entre el zinc y el magnesio, dado que ambos elementos presentan un radio iónico similar, que produce que el magnesio ocupe las posiciones del zinc (Mortvedt *et al.*, 1983). Asimismo, se debe tener en cuenta que el zinc puede reducir la transferencia de cobre desde las raíces hasta los órganos aéreos (Loué, 1988; Whitehead, 2000).

#### 2.5.2.4.c Animal

El zinc es un elemento implicado en el metabolismo de diferentes principios nutritivos, así como en la regulación del apetito y en los procesos reproductivos (Whitehead, 2000). Los síntomas



de deficiencia aparecen cuando la concentración de este nutriente en el pasto es inferior a 20 mg kg<sup>-1</sup> (White, 1993), siendo más importantes en animales jóvenes, detectándose retrasos de crecimiento, enfermedades en la piel y esterilidad. Generalmente los niveles de este nutriente en los forrajes son insuficientes para cubrir las necesidades de mantenimiento animales. Dichas necesidades oscilan entre 20-30 mg kg<sup>-1</sup> para ganado vacuno de carne (NRC, 2000) y 35-50 mg kg<sup>-1</sup> para ovino (NRC, 1985), situándose las necesidades para caprino y equino en 45 mg kg<sup>-1</sup> (Lamand, 1981) y 40 mg kg<sup>-1</sup> (NRC, 1989), respectivamente. Hay que tener en cuenta que en algunos casos la deficiencia de zinc en animales puede provenir de una mala asimilación de dicho elemento y no por una insuficiencia en la ración.

#### **2.5.2.5 Manganese**

##### **2.5.2.5.a Suelo**

El manganeso es un elemento existente en el suelo que proviene de óxidos, carbonatos, silicatos y sulfatos. El comportamiento edáfico del manganeso es complejo debido a su diferente grado de oxidación y a la propiedad de pasar con facilidad de unas formas a otras (Kabata, 2000).

En el suelo el contenido de manganeso total varía entre 20 y 6000 mg kg<sup>-1</sup>, aunque los contenidos comprendidos entre 200 y 500 mg kg<sup>-1</sup> son los más frecuentes (Loué, 1988; Barber, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997; Whitehead, 2000). Las concentraciones consideradas fitotóxicas se encuentran en el rango 1500-3000 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985), valores que pueden alcanzarse en suelos muy ácidos.

Factores como el pH del suelo, la materia orgánica, el estado hídrico del suelo o la actividad microbiana influyen en su asimilabilidad (Loué, 1988), siendo mayor a medida que el pH descende de 5, debido a que en un suelo ácido se produce una mayor concentración de Mn<sup>2+</sup> en la disolución (Whitehead, 2000).

Por otro lado, cantidades elevadas de materia orgánica pueden provocar deficiencias de este elemento en zonas con pH alcalino (Loué, 1988), ya que se favorece la formación de complejos entre el manganeso y la materia orgánica del suelo reduciendo su asimilabilidad (Kabata, 2000). El efecto contrario se produce en suelos con saturación de agua (Loué, 1988), pues debido a la mala aireación se producen fenómenos de reducción que incrementan la concentración de Mn asimilable. Por último, la actividad microbiana influye en la oxidación del manganeso (Kabata, 2000), sobre todo en suelos con pH próximo a la neutralidad.

##### **2.5.2.5.b Planta**

Se trata de un microelemento que interviene en procesos de síntesis y formación de la clorofila, así como en la elaboración de la materia orgánica vegetal.

Los valores medios de este nutriente en el pasto oscilan entre 31 y 100 mg kg<sup>-1</sup> (Davies, 1980; Whitehead, 2000), pudiendo incrementarse hasta 200 mg kg<sup>-1</sup> (Domínguez-Vivancos, 1997), situándose en el caso de Galicia entre 60 y 100 mg kg<sup>-1</sup> (Mosquera y González, 2001f). Se considera que concentraciones inferiores a 20 mg kg<sup>-1</sup> indican deficiencias de este nutriente en planta (Domínguez-Vivancos, 1997; Loué, 1988; Whitehead, 1995; Kabata, 2000), siendo tóxico si la concentración es superior a 500 mg kg<sup>-1</sup> (Loué 1988, Kabata, 2000).

Según estudios realizados por Loué (1988) y Whitehead (1995) uno de los principales factores de variación de los niveles de Mn en planta es la especie, ya que la presencia de este micronutriente es superior en las gramíneas espontáneas que en las sembradas (Quinteiro, 1994) y que en las dicotiledóneas (Babnik *et al.*, 1996). Para las gramíneas se sitúa entre 30 y 300 mg kg<sup>-1</sup> mientras que para las leguminosas los contenidos se encuentran en el intervalo 30-200 mg kg<sup>-1</sup> (Loué, 1988 y Whitehead 1995, 2000). Se trata de un nutriente cuya concentración es mayor en las hojas maduras que en las jóvenes, y en el caso de que se produzcan deficiencias, es en éstas últimas donde primero descende la concentración (Loneragan, 1988; Whitehead, 2000).

Al igual que con el zinc, Chowdhury *et al.* (1997) y Whitehead (2000) observaron un descenso en la concentración de este elemento en planta a medida que avanza la primavera, mientras que en Galicia Mosquera y González (2001f) obtuvieron las concentraciones máximas en el otoño, respuesta registrada también por López-Díaz (2004), aunque en este caso no se obtuvieron mínimos estivales, debido a que en la zona en la que se desarrolló el estudio la sequía estival no es muy intensa.

#### 2.5.2.5.c Animal

La deficiencia de manganeso no es un problema muy frecuente en los animales, pero, de existir, conllevaría retrasos de celo y de madurez sexual, así como esterilidad en los bovinos (White, 1993).

Los requerimientos de este elemento en la dieta de mantenimiento en vacuno de carne y equino están en torno a 20 mg kg<sup>-1</sup> (NRC, 2000) y 40 mg kg<sup>-1</sup> (NRC, 1989) respectivamente, ascendiendo hasta 45 mg kg<sup>-1</sup> en el caso del ganado caprino (Lamand, 1981) y se sitúan entre 20 y 40 mg kg<sup>-1</sup> en el ovino (NRC, 1985).

#### 2.5.2.6 Níquel

##### 2.5.2.6.a Suelo

Es un elemento que se concentra en la superficie del suelo (Taylor *et al.*, 1995; López-Díaz, 2004) encontrándose ligado principalmente a la materia orgánica, que regula su solubilidad (Kabata y Pendías, 1995; Juste y Soldá, 1988; Virgel-Mensaka, 2002); un incremento en la humedad mejora su disponibilidad (Alloway, 1995).

Los niveles de este elemento en el suelo se encuentran dentro del rango 5-90 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985), rango similar al descrito por Carter (1993) y Kabata (2000) (10-100 mg kg<sup>-1</sup>) y Alloway (1995) (1-100 mg kg<sup>-1</sup>). Witter (1992) considera que concentraciones de níquel en el suelo superiores a 95 mg kg<sup>-1</sup> son fitotóxicas, mientras que Kabata y Pendías (1985) y Kabata (2000) indican que el grado de fitotoxicidad del níquel varía de forma importante con la especie.

Los suelos que presentan un importante contenido de níquel son los que se forman a partir de serpentinitas, pudiendo llegar a presentar contenidos de 500 mg kg<sup>-1</sup> (Loué, 1988), hecho que explicaría la baja productividad que se registra en este tipo de suelos.

#### *2.5.2.6.b Pasto*

El níquel está considerado por algunos autores como un micronutriente para las plantas. Es un elemento que se absorbe como Ni<sup>2+</sup> para ser posteriormente transportado hacia zonas metabólicamente activas de la planta.

No hay muchos datos acerca de las concentraciones de este elemento en planta, aunque los valores normales se encuentran entre 0,1 y 5 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985; Alloway, 1995), siendo las concentraciones en leguminosas (1,2-2,7 mg kg<sup>-1</sup>) superiores a las registradas en gramíneas (0,1-1,7 mg kg<sup>-1</sup>) (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000), aumentando de forma importante estos rangos cuando el pasto se desarrolla sobre suelos contaminados.

Se trata de un elemento tóxico cuando está presente en la planta en concentraciones entre 10 y 100 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985). Por otra parte, hay que tener en cuenta que un incremento en la acidez del sustrato mejora la asimilabilidad de este nutriente por parte de la planta (Alloway, 1995).

Debemos tener presente que se producen interacciones entre el níquel y otros micronutrientes, principalmente el Fe, ya que el exceso de Ni puede causar deficiencias de hierro, debido a la inhibición en el movimiento del Fe desde las raíces hasta las hojas (Kabata, 2000). Asimismo, se han observado efectos antagónicos entre macroelementos como el Ca y P sobre el níquel (Kabata y Pendías, 1985).

#### *2.5.2.6.c Animal*

Se trata de un elemento necesario para el crecimiento animal, ya que su deficiencia provoca problemas de crecimiento y de reproducción (Who, 1996). Nielsen, (1991) sugiere que las deficiencias de níquel influyen tanto en la absorción del hierro como en la disponibilidad de nutrientes como el calcio o el zinc.

Las concentraciones máximas tolerables para ganado vacuno (NRC, 2000), ovino (NRC, 1985) y equino (NRC, 1989) son de 50 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que en el caso del caprino las necesidades mínimas son de 0,1 mg kg<sup>-1</sup> (Lamand, 1981).

### 2.5.3 Sodio

#### 2.5.3.a Suelo

La concentración de sodio total en el suelo oscila entre el 0,01 y el 2% (Whitehead, 2000). El sodio es un elemento que en zonas con clima lluvioso y en suelos ácidos, como es el caso de Galicia, no suele existir de forma abundante en el suelo (Domínguez-Vivancos, 1997; Macías y Calvo de Anta, 2001; López-Díaz, 2004), ya que las aguas superficiales suelen ser pobres en sales y el agua de lluvia realiza un lavado de las sales existentes en el suelo. En el caso de Galicia las cantidades que se encuentra en forma asimilable oscilan entre 0,16 y 0,42 cmol(+) kg<sup>-1</sup> (Calvo de Anta *et al.*, 1992; López-Díaz, 2004).

Experiencias realizadas por Mosquera *et al.* (2006b) muestran niveles intercambiables de sodio generalmente superiores bajo una cubierta arbórea de *Pinus radiata* que bajo el pasto, debido posiblemente a la interceptación del salitre marino existente en el aire por parte del arbolado (Giddens *et al.*, 1997), lo que conlleva la transferencia del sodio hacia el suelo.

Su disponibilidad para ser absorbido por las plantas mejora a la vez que se reduce la acidez del suelo (Stevens y Laughlin, 1996; Domínguez-Vivancos, 1997; Mosquera *et al.*, 2006b).

#### 2.5.3.b Planta

Existen autores que consideran que el sodio no es un elemento esencial en la planta, aunque su concentración en la misma no es despreciable.

Los contenidos medios de Na detectados en el pasto por García *et al.* (1986b) varían entre 0,05 y 0,85 %, valores similares a los recogidos por Frame *et al.* (1986), Grime (1988), Brea (1993) y López-Díaz (2004), siendo en algunos casos superiores a los indicados por Whitehead (2000) (0,02-0,37%) y Mosquera *et al.* (2002a) (0,02-0,4%), en pasto sobre suelos de monte en los que no se aplicó ningún tipo de enmienda, variando entre 0,21 y 0,46 % en el caso del matorral gallego (Jardón-Bouzas, 2000). En todos los casos la concentración de este nutriente dependió de la época del año, así como de la especie o especies que forman el pasto o el matorral.

En general, las especies sembradas, como *Lolium perenne*, presentan mayores concentraciones de sodio que las adventicias (Forbes y Gelman, 1981; Hopkins *et al.*, 1994; Babnik *et al.*, 1996; Whitehead, 2000), destacando de forma importante entre las primeras *Dactylis glomerata*, que produce forrajes con concentraciones de sodio que oscilan entre el 0,10 y el 1,16 % (Grime, 1988).

En cuanto a la variación estacional, autores como Brea (1993), Rodríguez-Barreira (2000) y Mosquera *et al.* (2001d) indican una mayor presencia de este elemento en los meses de invierno, mientras que otros autores (Metson y Saunders, 1978; Roberts, 1987) han encontrado fluctuaciones

temporales pero no estacionales. Hay que tener presente que los niveles de sodio se incrementan en las hojas de las plantas a medida que aumenta la edad de las mismas (Willman *et al.*, 1994).

Por otro lado, existe un cierto antagonismo entre el potasio y el sodio, de tal forma que suelos ricos en potasio presentan una menor concentración de sodio en planta y a la inversa (Domínguez, 1984). Estudios llevados a cabo por Gros (1981) indican que el sodio puede asumir algunas de las funciones del potasio en el interior de las plantas.

### **2.5.3.c Animal**

En los animales el Na interviene en los mecanismos de transporte de los nutrientes y en la absorción del calcio (NRC, 2000). Su déficit puede ocasionar un retraso en el crecimiento animal, al mismo tiempo que una debilidad general (Whitehead, 2000).

Las necesidades en la dieta de mantenimiento de los animales varía entre el 0,04 y el 0,1% para ovino (NRC, 1985), 0,06% para vacuno de carne (NRC, 2000), 0,2% para caprino (Lamand, 1981) y 0,35% para ganado equino (NRC, 1989).

## **2.5.4 Cromo.**

### **2.5.4.a Suelo**

Es un elemento que presenta diferentes estados de oxidación, siendo inestable en la forma  $\text{Cr}^{2+}$  tanto en suelos ácidos como básicos, por lo que es fácilmente movilizable, mientras que como  $\text{Cr}^{3+}$  es muy estable a partir de pH 5,5, dado que los compuestos que forma se encuentran precipitados en esas condiciones (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000).

El Cr se acumula en los primeros centímetros del suelo (Kabata y Pendías 1985; Alloway, 1995; Salomons, 1995), encontrándose normalmente ligado a la materia orgánica (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Smith, 1996; Quinteiro-Rodríguez *et al.*, 1998). Su concentración oscila entre 0,3 y 10.000 mg kg<sup>-1</sup> (Alloway, 1995), aunque el rango de variación es menor según Kabata y Pendías (1985) (1,4-1.389 mg kg<sup>-1</sup>) y Smith (1996) (0,9-1.500 mg kg<sup>-1</sup>). Fernández-Sierra (2001) en suelos gallegos de monte obtuvo concentraciones de cromo que oscilaron entre 11 y 148 mg kg<sup>-1</sup>, valores superiores a los encontrados por Díaz-Lozano (2003) en terrenos agrícolas. Hay que tener presente que concentraciones dentro del rango 75-100 mg kg<sup>-1</sup> se consideran fitotóxicas (Kabata y Pendías, 1985).

En suelos que presentaban bajos niveles de cromo se observó un mayor crecimiento del pasto, aunque también este hecho podría ser el causante de bajos crecimientos en las especies forestales (Kabata y Pendías, 1985).

Hay que tener presente que la movilidad del Cr no aumenta con la precipitación, pero sí con el incremento de la humedad del suelo (Smith, 1996; Bert y Jacobs, 1998), lo que también mejora la disponibilidad del níquel.

#### **2.5.4.b Planta**

Al igual que ocurre con los micronutrientes, es un elemento que se encuentra disponible para las plantas en proporciones muy pequeñas. Kabata y Pendías (1985) y Kabata (2000) indican que en el rango 0,02-0,2 mg kg<sup>-1</sup> se sitúan las concentraciones medias de cromo en el pasto, encontrándose las concentraciones tóxicas entre 5 y 30 mg kg<sup>-1</sup>.

Diversos autores han señalado la existencia de mecanismos de bloqueo de la absorción del cromo a nivel radicular que impiden o dificultan la absorción de este elemento (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Simpson, 1986; Pomares y Canet, 2001). Este bloqueo limita notablemente la ingestión de este elemento por parte de los animales (Felipó, 1994).

#### **2.5.4.c Animal**

En animales el cromo está considerado como un elemento indispensable, teniendo un papel importante en la activación de enzimas y en la estabilidad de ácidos nucleicos y proteínas. Su deficiencia puede dar lugar a problemas de crecimiento así como a problemas de fertilidad.

Según lo especificado por NRC (1997) no existen estudios suficientes que nos permitan conocer las necesidades de cromo en la dieta de mantenimiento de los diferentes animales, aunque sí se puede afirmar que para ganado vacuno de carne este elemento es tóxico a partir de concentraciones en la dieta de mantenimiento superiores a 1.000 mg kg<sup>-1</sup> (NRC, 2000).

### **2.5.5 Aluminio**

#### **2.5.5.a Suelo**

Se trata de un elemento presente en el suelo en concentraciones entre el 0,45 y el 1% (Kabata y Pendías, 1985). Los hidróxidos de aluminio forman la estructura de los principales minerales arcillosos y presentan baja solubilidad a pH entre 5 y 8 (Kabata y Pendías, 1985, Kabata, 2000), por lo que su movilidad se incrementa a pH ácidos (Porta *et al.*, 2003), de modo que el aluminio puede ser absorbido por las plantas. Para evitar esto, en suelos ácidos se suelen realizar encalados que tienen como finalidad reducir el porcentaje de saturación de aluminio, que es el causante de la baja fertilidad de la mayoría de los suelos en Galicia (Mombiela, 1983b).

#### 2.5.5.b Planta

El aluminio en las plantas es un constituyente natural, encontrándose en concentraciones cercanas a 200 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985), aunque la presencia de este elemento varía según el tipo de suelo y la especie analizada. Autores como Allen y Robinson (1980) describieron concentraciones de aluminio de 70 mg kg<sup>-1</sup> en gramíneas y de 100 mg kg<sup>-1</sup> en trébol.

Hay que indicar que se pueden producir interacciones entre el fósforo y el aluminio a pH ácidos, de tal forma que éste último puede ocasionar distorsiones en el metabolismo del fósforo; así si se produce una toxicidad por aluminio normalmente se acompaña de una deficiencia en fósforo. También se pueden registrar interacciones con el calcio, dando lugar a una deficiencia del mismo o reduciendo el transporte del calcio en la planta a pH básico (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000).

#### 2.5.5.c Animal

Su absorción en el animal es muy baja y su eliminación se realiza a través del riñón. Es un elemento que no está considerado como un nutriente esencial para los animales, siendo tóxico cuando en la dieta de mantenimiento supera 1.000 mg kg<sup>-1</sup> para ganado vacuno de carne (NRC, 2000) y 200 mg kg<sup>-1</sup> para el equino (NRC, 1989), ovino (NRC, 1985) y caprino (NRC, 1980).

### 2.5.6 Cadmio

#### 2.5.6.a Suelo

Los niveles de cadmio en el suelo, al igual que los del cromo, se encuentran determinados por la presencia de este elemento en la roca madre. Se considera que los niveles medios en el suelo son concentraciones entre 0,07 y 1,1 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985; Fergusson, 1990; Alloway, 1995; Kabata, 2000), localizándose principalmente este elemento en los primeros centímetros del suelo (Alloway, 1995), en especial cuando se emplean lodos de depuradora urbana como fertilizante (Barbarick *et al.*, 1998; Canet *et al.*, 1998).

Con pH en torno a 6,5 su disponibilidad es mínima, si bien al disminuir el pH del suelo su asimilación por parte de las plantas se eleva notablemente. En suelos que presentan acidez, la materia orgánica (Alloway, 1995; Estévez *et al.*, 1998; Krebs *et al.*, 1998) y los sesquióxidos (Kabata y Pendías, 1985) pueden ayudar a controlar la solubilidad de este elemento.

Hay que tener presente que, aunque la proporción que aparece disponible para las plantas es pequeña (Taylor *et al.*, 1995), ésta es mayor que la observada para otros metales pesados (Bell *et al.*, 1991).

#### **2.5.6.b Planta**

El cadmio en las plantas disminuye las tasas de fotosíntesis y transpiración, pero su mayor inconveniente es que, además de reducir el rendimiento, las plantas lo acumulan pudiendo ejercer de vía de entrada del cadmio en la cadena alimenticia.

Kabata y Pendías (1985) y Fergusson (1990) establecen concentraciones habituales en pasto entre 0,05 y 2 mg kg<sup>-1</sup>, inferiores a las consideradas fitotóxicas (30 mg kg<sup>-1</sup>) (Kabata y Pendías, 1985).

Asimismo, la presencia de Zn, Cr y Ni puede inhibir la absorción del cadmio (Alloway, 1995), que en cambio puede verse estimulada por el plomo (Kabata y Pendías, 1985).

Felipó (1994) indica que se trata de un elemento que se puede acumular en cualquier parte del vegetal, pudiendo alcanzar concentraciones perjudiciales para los animales.

#### **2.5.6.c Animal**

Las necesidades animales, así como las concentraciones máximas permitidas en producción animal están pendientes de estudio.

### **2.5.7 Plomo**

#### **2.5.7.a Suelo**

El plomo es un elemento que representa aproximadamente el 0,002% de la corteza terrestre (Kabata, 2000). Las concentraciones normales de este elemento en suelo oscilan entre 1 y 888 mg kg<sup>-1</sup> para Fergusson (1990) y entre 3 y 189 mg kg<sup>-1</sup> según Kabata y Pendías (1985) y Kabata (2000), siendo considerado tóxico en el suelo cuando alcanza concentraciones superiores 100 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000).

Es un elemento poco móvil y que se concentra en los horizontes superficiales ligado a la materia orgánica (Kabata y Pendías, 1985, Alloway, 1995, Salomons, 1995, Taylor *et al.*, 1995). El valor del pH desempeña un importante papel en la disponibilidad del plomo, cuanto menor sea el pH mayor cantidad de plomo se encontrará disponible en la solución del suelo. A pHs altos es un elemento que precipita como hidróxido, fosfato o carbonato, pudiendo ligarse también a la materia orgánica.

En general, únicamente una fracción muy pequeña de este elemento se encuentra a disposición de las plantas (Taylor *et al.*, 1995; Canet *et al.*, 1998).

#### **2.5.7.b Planta**

Las plantas absorben plomo principalmente del suelo, aunque pequeñas cantidades también las pueden tomar del aire. En general, los niveles de plomo en el pasto se encuentran en torno a 2



mg kg<sup>-1</sup> para gramíneas y 2,5 mg kg<sup>-1</sup> para leguminosas (Kabata, 2000), aunque pueden situarse en el intervalo 0,1-10 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985), ó 0,3-40 mg kg<sup>-1</sup> (Alloway, 1995); considerándose fitotóxicas cuando se sitúan entre 30-300 mg kg<sup>-1</sup> (Kabata y Pendías, 1985).

Inicialmente el plomo tiene un efecto positivo sobre el crecimiento de la planta, aunque en concentraciones superiores a 5 mg kg<sup>-1</sup> se produce un considerable retraso en el desarrollo que se acompaña con decoloración y anomalías morfológicas, pudiendo verse afectados diferentes procesos como la fotosíntesis, la respiración y el intercambio metabólico, llegando incluso a inhibir la asimilación de otros nutrientes.

Según Felipó (1994) las plantas poseen, a nivel radicular, mecanismos de bloqueo que evitan la absorción de este elemento.

#### **2.5.7.c Animal**

La acumulación de plomo en los tejidos animales es inferior al 1% (Underwood y Suttle, 1999), de modo que no parece existir un aumento lineal en la retención en el organismo al aumentar la exposición a las fuentes de plomo.

Exposiciones crónicas a bajos niveles de plomo no provocan la aparición de síntomas clínicos en vacuno, ya que los huesos retienen el plomo para liberarlo lentamente a la sangre con el fin de favorecer su excreción (NRC, 2001).

Al igual que en el caso del cadmio, las necesidades animales, así como las concentraciones máximas permitidas en producción animal están pendientes de estudio.

### **2.5.8 Mercurio**

#### **2.5.7.a Suelo**

El mercurio es un metal no abundante en la corteza terrestre. Su concentración se estima en unas 0,5 mg kg<sup>-1</sup>, aunque su distribución es muy irregular, y se acumula en grandes bolsas (Kabata, 2000). Las concentraciones normales de este elemento en suelo oscilan entre 0,01 y 0,4 mg kg<sup>-1</sup> para Fergusson (1990), Kabata y Pendías (1985) y Kabata (2000). Es considerado como el metal pesado más tóxico para el medio ambiente (Alloway, 1995; Fergusson, 1990).

El mercurio en el suelo se presenta, en principio, precipitado como hidróxido Hg(OH)<sub>2</sub>. No obstante, en medios no muy oxidantes el Hg(II), puede reducirse a Hg(I) y después a mercurio metálico, el cual es muy volátil y puede difundirse fácilmente por los poros del suelo (Kabata, 2000).

#### **2.5.7.b Planta**

Las plantas absorben el mercurio que se encuentra en la solución del suelo por medio de las raíces, traslocándolo posteriormente a las hojas, aunque si en éstas se encuentra en cantidades anormales, el mercurio podría proceder de la volatilización (Davies, 1980, Alloway, 1995; Kabata, 2000). En general, la concentración de mercurio en la planta es inferior a  $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$  (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000)

En general, la presencia de mercurio en las plantas es elevada cuando éstas se desarrollan en suelos con una elevada presencia de este metal, lo que conlleva el desarrollo de adaptaciones a dicha contaminación.

#### **2.5.8.c Animal**

El mercurio, se absorbe por tres vías, la gastrointestinal, la respiratoria y la dérmica. Las especies químicas que entran por la vía gastrointestinal, son el Hg metal,  $\text{Hg}^{2+}$  y las especies orgánicas de mercurio. La absorción del primero, por esta vía es por ingesta accidental, y no se absorbe más del 0,01%, por lo que sus efectos tóxicos son prácticamente inexistentes.

El  $\text{Hg}^{2+}$ , sin embargo, se puede absorber hasta un 15%, y las especies orgánicas hasta el 80%, por lo que potencialmente son muy tóxicas. Vía respiratoria, por inhalación directa, se absorben dos especies presentes en la atmósfera, el Hg metal en forma de vapor y el  $\text{HgO}$ ; este último en forma de partículas. La absorción de éstas es del orden de un 80-90%, por lo que pueden suponer un peligro toxicológico por su alta absorción. Por último, destacar la difícil absorción dérmica de las especies inorgánicas de mercurio (Smith y Scurry, 1990).

Los niveles máximos recomendados en la dieta de mantenimiento son de  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  para vacuno de carne (NRC, 2000), ovino (NRC, 1985) y equino (NRC, 1989).

## **2.6. ENCALADO**

En un suelo es necesario diferenciar entre la fertilidad potencial, que viene dada por la cantidad de cationes que puede retener el suelo y se expresa en forma de capacidad de intercambio catiónico, y la fertilidad actual que depende del porcentaje de saturación de bases. Debe tenerse en cuenta que el aluminio ejerce una fuerte competencia sobre las bases, desplazándolas de las posiciones de cambio y ocupando él su lugar, lo que hace que el aluminio sea considerado como uno de los responsables de la baja fertilidad de los suelos ácidos, provocando también una baja asimilabilidad del fósforo (Mombiela, 1983b; Mombiela y Mateo, 1984).

En los suelos ácidos la clave para que en ellos se obtengan buenas cosechas es un programa de enmienda apropiado, si no se hace así disminuye en gran medida la eficacia de los fertilizantes (Simpson, 1986).

En estas enmiendas se aportan carbonatos, óxidos e hidróxidos de calcio y magnesio, siendo los carbonatos en forma de rocas calizas o de yeso los más utilizados debido a que son más baratos que otros álcalis, no son tóxicos y tras su molienda para reducirlos a polvo se distribuyen fácilmente. Los dos minerales más importantes incluidos en la caliza son la calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) y la dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) (López-Mosquera, 1995).

La caliza dolomítica añadida al suelo persiste en el mismo durante varios años, convirtiéndose gradualmente en bicarbonato cálcico y/o bicarbonato magnésico que neutralizan los ácidos del suelo, aportan cierta cantidad de calcio y de magnesio a las plantas y, finalmente, se agotan por el lavado y por la absorción por parte del pasto.

El encalado, de forma general, mejora las propiedades físicas del suelo, dado que el calcio actúa como floculante de los coloides que presentan carga negativa (McLean, 1971), reforzando la cohesión de los agregados como consecuencia del estímulo del desarrollo vegetal, con lo que el número de raíces y el contenido de materia orgánica aumentan, actuando como estabilizadores de la estructura. Pero, cuando la estructura se debe a la acción de cationes como Fe y Al en su estado oxidado, el encalado produce su colapso al reducir la carga positiva de estos iones, haciendo disminuir la permeabilidad del suelo (Schoffelen y Middleburg, 1954).

Por otro lado, en suelos en los que la materia orgánica es la responsable de la agregación de partículas, el encalado puede afectar de forma negativa a la estructura de suelo debido a que se incrementa la actividad de los microorganismos, lo que conlleva un consumo de la materia orgánica (Harris *et al.*, 1996).

A parte de lo ya indicado, el encalado aumenta el pH del suelo (Mombiela 1983a; Bailey, 1995; López-Mosquera, 1995; López-Díaz, 2004), incrementando la capacidad de intercambio catiónico (Mombiela y Mateo, 1984; Porta *et al.*, 2003) y la actividad microbiana (Labrador, 2001) y por tanto la mineralización de los compuestos orgánicos (Mombiela, 1983b; Simpson, 1986; Butler, 1993; Bailey, 1995; Wheeler, 1998; Labrador, 2001).

Por otra parte, con el encalado se produce una aportación de calcio y a veces de magnesio, incrementándose la disponibilidad de estos elementos (García *et al.*, 1986; López-Díaz, 2004), reduciéndose en algunos casos la asimilabilidad del potasio, debido a la relación de antagonismo existente entre el Ca y el K (Barber, 1995).

Hay que tener en cuenta que la aplicación de enmiendas calizas, al incrementar el pH, reduce la solubilidad de metales pesados como el hierro (Kabata y Pendías, 1985; Loué, 1988), manganeso (Loué, 1988; Domínguez-Vivancos, 1997), níquel (Juste y Soldá, 1998; Virgel-Mentxaka, 2002), cromo (Kabata y Pendías, 1985; Juste y Soldá, 1988; Smith, 1996), cobre (Krebs *et al.*, 1998; Romkens *et al.*, 1999), cadmio (Juste y Soldá, 1998; Krebs *et al.*, 1998) y plomo (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Salomons, 1995), aunque en éste último caso, el efecto del encalado sobre su disponibilidad depende del tipo de suelo, de los complejos orgánicos que se formen con

este elemento y de los aportes de este metal realizados con la caliza (Kabata y Pendías, 1985). Por otro lado el encalado reduce la presencia de aluminio en los suelos ácidos (Piñeiro *et al.*, 1977; Mombiela y Mateo, 1984).

Desde un punto de vista pascícola, el empleo de encalantes mejora la productividad y la calidad del pasto, al incrementar la disponibilidad de nutrientes en el suelo, favoreciendo la presencia de especies más exigentes como el trébol (González, 1992; Rigueiro *et al.*, 1998a; Mosquera *et al.*, 2000a).

Asimismo, en praderas mixtas el encalado incrementa los niveles de proteína del pasto (Piñeiro y Pérez, 1992a; Willman *et al.*, 1994; Whitehead, 1995), elevándose también el contenido de calcio y sodio (García *et al.*, 1986a), pudiendo producirse una reducción de los niveles de magnesio debido al antagonismo Ca/Mg (Edmeades *et al.*, 1983).

Hay que resaltar que la presencia de altos niveles de calcio en el suelo puede impedir la absorción de micronutrientes como el hierro por parte de las plantas (Kabata y Pendías, 1985; Loué, 1988; Barber, 1995).

El cálculo de la dosis de caliza a emplear se realizó durante mucho tiempo en base al pH y textura del suelo, calculando el aporte de cal necesario para alcanzar pH entre 6,5-7, pero no se obtuvieron resultados en producción que justificaran el empleo de dosis muy altas de cal, ya que se encontraba limitada por la presencia de Al en el complejo de cambio, que es uno de los principales factores causantes de la baja fertilidad de los suelos ácidos. Piñeiro *et al.* (1977) y Mombiela (1983b) indican que las dosis de cal deben basarse en la neutralización del aluminio del complejo de cambio; así Mombiela y Mateo (1984) y López-Mosquera (1995) indican que la enmienda caliza en la implantación de una pradera debe ser del orden de 2 t ha<sup>-1</sup>.

Experiencias llevadas a cabo por Mosquera *et al.* (1992) mostraron la posibilidad de mantener, durante al menos 6 años, praderas en zonas de monte realizando únicamente el encalado en el momento de la siembra con una dosis entre 3-6 t ha<sup>-1</sup>.

## 2.7. FERTILIZACIÓN NITROGENADA

El empleo de la fertilización nitrogenada para aumentar la producción de la pradera es una actividad muy extendida entre los agricultores.

Los fertilizantes nitrogenados pueden contener el nitrógeno en diversas formas: nitrato (como el nitrato potásico, nitrato sódico), amonio (como el sulfato amónico, urea, abonos compuestos como el 8:24:16) e incluso en las dos formas (como el nitrato amónico y nitrato amónico cálcico).

En el caso de la urea el nitrógeno pasa a N amoniacal con mucha rapidez cuando se incorpora al suelo en buenas condiciones de humedad y temperatura, por este motivo, desde el

punto de vista práctico, se puede considerar que contiene su nitrógeno en forma amoniacal (Fuentes-Yagüe, 1999).

La aplicación de fertilizantes nitrogenados da lugar a respuestas en producción y en la composición botánica y química de los pastos, si bien esta respuesta depende de numerosos factores como la composición botánica antes del aporte y la edad del pasto, la época de aplicación, el pH del suelo, la radiación, la temperatura y las precipitaciones. Por otro lado, la respuesta en producción se encuentra a veces limitada por la deficiencia de otros nutrientes como P y K, lo que es más probable en el caso de aplicaciones de altas dosis de N durante mucho tiempo, especialmente si el aprovechamiento del pasto se produce por corte (Whitehead, 1995) y por lo tanto sin que los animales dejen sus deyecciones sobre la pradera.

La Xunta de Galicia (1999), a través del código de buenas prácticas agrarias, recomienda no aplicar más de 200 kg N ha<sup>-1</sup> año (incluyendo las fuentes de nitrógeno orgánico e inorgánico) y dejar una franja de 5-10 m sin abonar entre las parcelas y el cauce de los ríos, con el fin de reducir la posible contaminación del cauce originada por la fertilización nitrogenada.

Hay que tener en cuenta que la fecha de aplicación de este tipo de fertilización es muy importante, si se realiza de forma temprana puede producirse un lavado del nitrógeno y si la aplicación es tardía la producción de pasto puede verse limitada (Mosquera *et al.*, 1999b) debido al retraso en el inicio de la estación de crecimiento.

Generalmente la aplicación de fertilizantes nitrogenados provoca un incremento en el desarrollo de las especies sembradas mayor que en las espontáneas, lo que conlleva una reducción en la diversidad botánica del pasto (Whitehead, 1995). Asimismo, la fertilización nitrogenada tiene un efecto negativo sobre la presencia de especies leguminosas, en beneficio de las gramíneas (Whitehead, 1995; Mosquera *et al.*, 1999a; López-Díaz, 2004).

De diferentes experiencias llevadas a cabo en Galicia se deduce que:

- ▶ Se registra una menor producción, para una misma dosis de nitrógeno, en praderas sembradas únicamente con gramíneas, en comparación con praderas en las que se establece una mezcla de gramíneas y leguminosas (González, 1986).
- ▶ En la zona costera gallega, una pradera con un contenido de trébol de alrededor del 30% está fertilizando el suelo a razón de 200 kg N ha<sup>-1</sup> año (González, 1992).
- ▶ En las praderas mixtas con una elevada presencia de trébol se obtiene una mayor producción hacia finales de primavera en comparación con las praderas de gramíneas fertilizadas con nitrógeno (González, 1986).
- ▶ La proporción de gramínea aumenta con aplicaciones superiores a 50 kg ha<sup>-1</sup> año de nitrógeno. La presencia del trébol disminuye con aplicaciones superiores a 100 kg ha<sup>-1</sup> año (González, 1992), produciendo las dosis anuales de 120 kg N ha<sup>-1</sup> un efecto depresivo asumible sobre las leguminosas (Rodríguez y Domingo, 1997; González, 1992; Mosquera *et al.*, 1999a).

En sistemas silvopastorales hay que tener presente que si la fertilización se realiza cuando el arbolado es joven se pueden producir relaciones de competencia entre el arbolado y el pasto (Campbell *et al.*, 1994; Mosquera *et al.*, 2006b), lo que puede limitar el desarrollo del arbolado.

La fertilización nitrogenada en plantaciones de *Pinus radiata* se viene realizando desde hace varios años en países como Nueva Zelanda o Chile (Martínez de Arano, 2001), obteniéndose como respuesta un incremento en el crecimiento diametral de los árboles (Knight *et al.*, 1983).

Experiencias realizadas en Galicia por López-Díaz *et al.*, (2001, 2006) y Omil, (2003) en terrenos de monte muestran una respuesta positiva del crecimiento en altura con la aplicación de fertilizante nitrogenado, debido a la presencia de N fácilmente mineralizable, respuesta contraria a la observada por Mosquera *et al.* (2006b) en terrenos agrícolas debido a un mayor desarrollo de la vegetación herbácea.

## **2.8. FERTILIZACIÓN ORGÁNICA: LODOS DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES.**

La fertilización orgánica, a diferencia de la inorgánica, proporciona un mayor número de nutrientes al suelo al mismo tiempo que se produce un reciclaje de los residuos.

Según la Agencia Europea del Medioambiente (EEA, 1997) y el Ministerio de Medio Ambiente (MAPA, 2005b) la aplicación de fertilizantes orgánicos conlleva la reutilización de los nutrientes existentes en su composición, como por ejemplo P y N, y permite que las sustancias orgánicas presentes en el fertilizante se incorporen al suelo, mejorando la calidad y composición del humus. Al mismo tiempo se facilita la eliminación de residuos y disminuyen los costes de producción al reducir el empleo de otros fertilizantes.

El aporte de materia orgánica al suelo favorece la formación de agregados (Sort y Alcañiz, 1999a), mejorándose la aireación al aumentar la porosidad (Sort y Alcañiz, 1999b), la disponibilidad de agua y la capacidad de intercambio catiónico y favoreciéndose la asimilabilidad de los elementos nutritivos por parte de las plantas (Guerrero, 1996; Labrador, 1996). Pero en este tipo de fertilizantes la mineralización del nitrógeno orgánico es lenta, lo que da lugar a que se registren, a corto plazo, menores respuestas en la producción de pasto que cuando se emplean fertilizantes inorgánicos.

La dosis de aplicación del fertilizante orgánico suele calcularse en función de los niveles de nitrógeno del mismo, teniendo presente no sobrepasar los límites de los diferentes elementos contaminantes que puedan estar presentes en él (EPA, 1994; Juárez y Sánchez, 1996).

Por otro lado, es necesario realizar un seguimiento de las aplicaciones realizadas para poder determinar la posible presencia de elementos tóxicos, como los metales pesados, en el suelo.

### 2.8.1 Las aguas residuales urbanas: Origen de los lodos

Se denominan aguas residuales urbanas aquellas generadas por el metabolismo humano y las actividades domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial procedentes de zonas de vivienda y de servicios (Directiva 91/271/CEE).

El lodo de depuradora se puede definir como “lodo residual salido de todo tipo de estaciones depuradoras de aguas residuales domésticas, urbanas o de aguas residuales de composición similar a las citadas, así como las procedentes de fosas sépticas y de otras instalaciones de depuración similares, utilizadas para el tratamiento de aguas residuales” (R.D. 1310/1990).

En cumplimiento de la Directiva del Consejo de la Unión Europea 91/271/CEE, los núcleos de población con más de 15.000 habitantes deberían disponer de sistemas colectores de aguas residuales urbanas desde el 31 de diciembre de 2000, mientras que en el caso de núcleos urbanos de entre 2.000 y 15.000 habitantes se estableció una prórroga hasta el 31 de diciembre de 2005, a excepción de los situados en zonas sensibles, en los que se rebaja a 10.000 habitantes. Al mismo tiempo se exige que estas aguas se sometan a tratamientos secundarios antes de su vertido, en núcleos con más de 15.000 habitantes, reduciéndose a 10.000 habitantes a partir del 31 de diciembre de 2005, o hasta el 2.000 para los vertidos en aguas dulces o estuarios. Todo ello significa una creciente producción de lodos de depuradora en Europa y en España que conlleva la aparición de problemas para la eliminación de estos residuos.

En la figura 12 se muestra la cantidad de lodo generado por los países de Europa occidental durante el período 1995-2003, según los datos proporcionados por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 2005). Se observa que el país que produjo durante ese período una mayor cantidad media de lodos fue Islandia (980 kg per capita), encontrándose España en la décima posición con una producción media de 550 kg per capita.

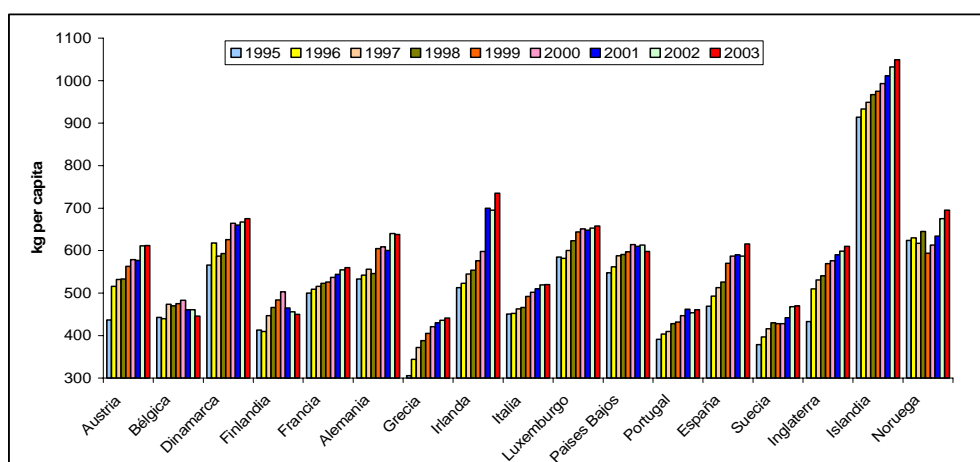


Figura 12: Producción de lodos de depuradora urbana en los distintos países de la Europa Occidental durante el período 1995-2003 en kg per capita. (EEA, 2005)

Hay que tener en cuenta que en España los datos de los que se dispone sobre la producción de lodos son escasos, estimándose una producción de 800.000 t en materia seca en el año 1998 (Resolución 14 junio de 2001 de la Secretaría General de Medio Ambiente), mientras que para el mismo año el Registro Nacional de Lodos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (E.D.A.R), elaborado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ofrecía una producción de 689.488 t de materia seca, diferencia que puede explicarse por el hecho de que los datos ofrecidos por el Registro Nacional de Lodos no son completos, debido a que varias

comunidades autónomas no aportaron sus datos.

En el año 2004 (MAPA, 2005a) la producción de lodos de depuradora en España ascendió a 1.059.845 toneladas, siendo Cataluña (29,2%), Comunidad Valenciana (23,7%) y Madrid (13,6%) las comunidades autónomas con las mayores producciones (figura 13) y en las que se concentran el mayor número de depuradoras de aguas residuales.

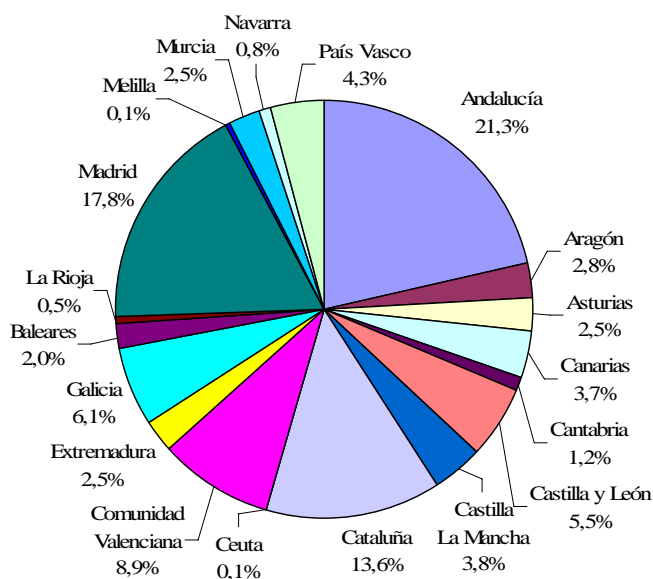


Figura 13: Porcentaje de producción de lodos por comunidades autónomas en el año 2004 (MAPA, 2005a). Producción total: 1.059.845 t.

## 2.8.2 Utilización y valorización de los lodos de aguas residuales

Las vías más comunes de eliminación de los lodos han sido el vertido al mar, la descarga en vertederos, la incineración y la aplicación como fertilizante en la agricultura, reciclándose en los años 1998 y 2000, tanto en Europa como en España, más del 50% de los lodos producidos (figura 14).

En el caso de la acumulación de estos residuos en vertederos cabe indicar que ha sido una vía de eliminación muy empleada, aunque en un futuro próximo se presentarán fuertes restricciones en cuanto al contenido mínimo de materia seca de los lodos depositados, que actualmente se encuentra en el 30%.



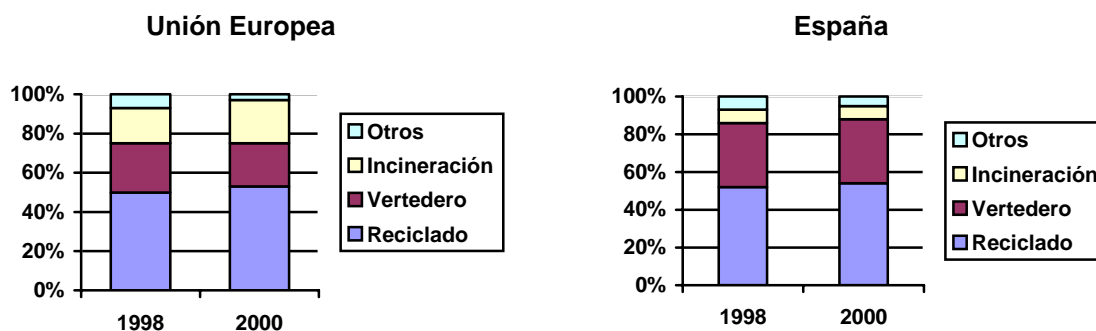


Figura 14. Evolución de la gestión de lodos de EDAR (%) para la U.E y España (Plan Nacional de Lodos de Depuradora de Aguas Residuales)

Actualmente, en el Plan de Fomento de las Energías Renovables elaborado por el Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDEA) se baraja la posibilidad del empleo de los lodos de depuradora para la producción de biogás, el cual sufriría posteriormente una valorización energética, de forma que en el período 2006-2010 se podría producir el equivalente a unas 150.000 toneladas de petróleo al año (Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006).

La Ley 10/1998 de Residuos (BOE, 1998) recoge, en lo que atañe a los residuos, que debe emplearse el denominado principio de jerarquía, por el cual, en medida de lo posible, se debe prevenir, reutilizar lo que se pueda, reciclar lo que no se pueda reutilizar y por último valorizar energéticamente todo lo que no se pueda reciclar ni reutilizar. Así, el Plan Nacional de Lodos (2001-2006) indica como opción más sostenible para la eliminación de los lodos su aplicación al suelo, ya que se permite el reciclaje de nutrientes y de materia orgánica, seguido de la valorización energética y del depósito en vertederos.

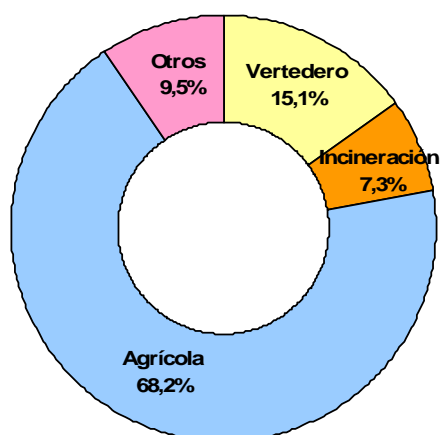


Figura 15. Destinos (%) de lodos de depuradora urbana producidos en España (MAPA. 2005a).

Si analizamos los datos ofrecidos por el MAPA (2005), se observa que la valorización agrícola (figura 15) es el mecanismo más empleado en España para eliminar estos residuos, lo que conlleva una reutilización de los nutrientes y la revalorización el residuo tal y como indica la Directiva Europea 86/278/CEE.

En Galicia (MAPA, 2005a), el 77,3% de los lodos producidos en el año 2004 tuvieron como principal destino la agricultura, depositándose al 16% en vertedero, e incinerándose el 1,4%. El restante 5,3% se encuentra bajo la tipificación de otros.

### 2.8.3 La calidad del lodo.

La composición de los fangos de depuración es muy variable atendiendo al origen y a las características de las aguas residuales que colecte la depuradora y al tipo de proceso de depuración que en ella se siga (Martínez, 1995), circunstancias que también influyen en la disponibilidad de los elementos presentes en su composición (Martínez, 1995; Pomares y Canet, 2001).

Hay que tener en cuenta que debido a su naturaleza los lodos pueden contener elementos como los metales pesados que, a determinada concentración, pueden encontrarse disponibles para las plantas, con la posibilidad de producirse su entrada en la cadena trófica y producir fenómenos de toxicidad. El aporte de los lodos al suelo puede afectar a su disponibilidad, tanto por las dosis añadidas como por las modificaciones producidas en las características del suelo, por ejemplo del pH, que condicionan su solubilidad.

En este sentido interesan los lodos procedentes de efluentes urbanos con una preponderancia doméstica igual o superior al 70% del volumen de agua tratado, así como los que se obtengan de efluentes industriales con un origen exclusivamente agroalimentario, ya que esto limitaría considerablemente la cantidad de metales pesados existentes en el lodo. Las aguas residuales con un componente industrial superior al 30% y las que proceden de operaciones industriales no agroalimentarias se considera que generan lodos con un mayor contenido en metales pesados, lo que limitaría de forma considerable su empleo agrícola.

Cabe indicar que los lodos de depuradora presentan además contaminantes orgánicos (pesticidas, colorantes, disolventes, etc.) que están considerados como sustancias tóxicas y bioacumulables (Felipó, 1994; Pomares y Canet, 2001), sobre las que las leyes española y europea no establecen limitaciones para el empleo de estos fertilizantes orgánicos. En un borrador de trabajo de la Unión Europea (EEA, 2000), se intentan regular los contaminantes orgánicos presentes en los lodos para su aplicación en terrenos forestales y agrícolas, así como la presencia de bacterias (*Escherichia coli*, *Salmonella* spp. etc.) y virus, sobre los que no existía legislación en la Unión Europea, pero sí en otros países como los Estados Unidos (EPA, 1994).

Por otro lado, estos residuos presentan un contenido muy variable en nitrógeno, oscilando en el caso de Galicia entre el 1,69 y el 5,29% (Rigueiro *et al.*, 2002a), siendo este elemento el que se encuentra en mayor concentración en la composición del lodo, lo que implica que sea el nutriente empleado como base para el cálculo de la dosis a aplicar (EPA, 1994).

El nitrógeno presente en los lodos puede estar en forma mineral y orgánica, siendo las proporciones entre estas dos formas muy variables entre los distintos tipos de lodos, pudiendo representar el nitrógeno mineral el 50% del nitrógeno total en los lodos líquidos, pasando a ser una concentración casi inapreciable en el caso de los lodos desecados (Pomares y Canet, 2001).

Al igual que ocurre con el nitrógeno, la presencia de fósforo en el fango es muy variable, encontrándose principalmente en forma inorgánica (65-85%) (Pomares y Canet, 2001). El potasio suele presentarse en forma inorgánica y en una baja concentración (Saña, 1994).

Mosquera y Rigueiro (2002), trabajando con lodos procedentes de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Lugo, encontraron una proporción de materia orgánica que oscilaba entre el 17,8 y el 40%, y una baja concentración de potasio (0,11-0,31%), en comparación con la de nitrógeno (1,69-5,29%) y fósforo (0,69-2,35%), lo que indica que puede ser necesario realizar aportes de potasio junto con la aplicación de lodo para mantener la fertilidad del suelo. El pH oscilaba entre 6,6 y 7, lo que indica que podrían ser empleados para corregir la acidez existente en numerosos suelos de Galicia. Otros elementos encontrados en los lodos gallegos (Mosquera y Rigueiro, 2002) son calcio (1,36-1,76%), magnesio (0,4-0,6%), hierro (0,72-1,92%) y manganeso (97,7-276,9 mg kg<sup>-1</sup>), que son nutrientes importantes para los vegetales.

#### **2.8.4 Empleo de los lodos como fertilizante.**

La aplicación de fangos como fertilizante provoca una mejora en las condiciones del suelo desde el punto de vista físico, químico y biológico (Labrador, 2001; Guerrero, 1996), debido a que su composición los convierte en una importante fuente de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, pudiendo presentar además elementos esenciales como Ca, Mg, Zn, Cu, Mn y Fe en cantidades no despreciables (Boixadera y Teira, 2001), mientras que nutrientes como el K se encuentran en bajas concentraciones (Navarro *et al.*, 1995; Martínez, 1995). Así López-Díaz *et al.*, (2006) obtuvo respuestas positivas de la fertilización orgánica sobre la producción de pasto, respuesta que coincide con lo observado Rigueiro *et al.*, (2000b, 2006b), que además dejaron constancia del efecto positivo sobre el crecimiento de *Pinus radiata*, al igual que Wang *et al.* (2004, 2006).

El uso de los lodos de depuradora como fertilizante se encuentra regulado actualmente, a nivel europeo por la Directiva 86/278/CEE, “relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos residuales en agricultura”, cuyo objetivo es evitar efectos nocivos en los suelos, la vegetación, los animales y el ser humano, así como estimular su utilización correcta.

Esa Directiva se transpone a la legislación española a través del R.D. 1310/1990 que regula la utilización de los lodos de depuración y establece la necesidad de realizar análisis, tanto de los lodos que se van a aplicar como del suelo al que se van a incorporar, fijando unos valores límite de concentración de metales pesados en el suelo, en el lodo destinado a aplicación agraria, así como valores límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en los valores medios de 10 años (tabla 3).

a

<b>Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos (mg kg<sup>-1</sup> de materia seca)</b>		
Parámetros	Valores límite:	
	Suelos con pH < 7	Suelos con pH > 7
Cadmio	1	3
Cobre	50	210
Níquel	30	112
Plomo	50	300
Zinc	150	450
Mercurio	1	1,5
Cromo	100	150

b

<b>Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria (mg kg<sup>-1</sup> de materia seca)</b>		
Parámetros	Valores límite:	
	Suelos con pH < 7	Suelos con pH > 7
Cadmio	20	40
Cobre	1.000	1.750
Níquel	300	400
Plomo	750	1.200
Zinc	2.500	4.000
Mercurio	16	25
Cromo	1.000	1.500

c

<b>Valor límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años (kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b>	
Parámetros:	Valores límite:
Cadmio	0,15
Cobre	12
Níquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0,10
Cromo	3

Tabla 3. **a**-Valor límite de concentración de metales pesados en los suelos según el pH del mismo (mg kg<sup>-1</sup> de materia seca). **b**-Valor límite de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria según el pH (mg kg<sup>-1</sup> de materia seca) y **c**-cantidades anuales máximas de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años (kg ha<sup>-1</sup> año) (R.D. 1310/1990).

Por otro lado el “Working document on Sludge” (EEA, 2000) que la Unión Europea propone para la aplicación de lodos de depuradora (tabla 4) indica los valores límite de concentración de metales pesados en lodo y los valores máximos de metales que se podrán añadir

al suelo anualmente, para los años 2015 y 2025. Estos valores son mucho más restrictivos para el aporte del residuo que la normativa vigente en la actualidad.

Parámetros	Medio plazo (2015)		Largo plazo (2025)	
	Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca)	Valor límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ )	Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria ( $\text{mg kg}^{-1}$ de materia seca)	Valor límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ )
Cadmio	5	0,015	2	0,006
Cobre	800	2,4	600	1,8
Níquel	200	2,4	100	1,8
Plomo	500	0,015	200	0,006
Zinc	2500	0,6	1500	0,3
Mercurio	5	1,5	2	0,6
Cromo	800	6	600	4,5

Tabla 4: Valor límite de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria ( $\text{mg kg}^{-1}$  de materia seca) y cantidades anuales máximas de metales pesados que se podrán incorporar a los suelos basándose en una media de diez años ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) en el horizonte de los años 2015 y 2025 (EEA, 2000).

Asimismo, hay que tener en cuenta que según el R.D. 1310/1990 está prohibido aplicar lodos en praderas aprovechadas mediante pastoreo directo por el ganado con una antelación menor a tres semanas respecto a la fecha de comienzo del aprovechamiento, prohibiéndose también su utilización en cultivos frutícolas y hortícolas durante el período vegetativo, excepto en árboles frutales.

Según la Agencia Americana del Medioambiente (EPA, 1994), para determinar la cantidad de lodo a aplicar, con el fin de que se encuentren cubiertas las necesidades de nitrógeno del pasto y que las pérdidas de nitrógeno por lavado sean mínimas, hay que tener en cuenta varios factores:

- a) El contenido total de nitrógeno en el lodo, así como las formas nitrogenadas presentes en el mismo, ya que varían según el tipo de proceso de digestión y estabilización que se sigue para la obtención de este fertilizante orgánico.
- b) El grado de mineralización, que depende del método de estabilización empleado en el digestor.
- c) Temperatura del suelo. La temperatura afecta a la actividad de los microorganismos, siendo generalmente la mineralización superior durante los meses de verano.
- d) Las pérdidas de amonio debidas a la volatilización, que se encuentran influidas por el pH y el método de aplicación del lodo al suelo, presentando los lodos alcalinos unas mayores pérdidas por volatilización que los lodos que presentan una mayor acidez.

e) El nitrato perdido por desnitrificación.

Por otro lado, la tasa de mineralización del nitrógeno varía en función del tiempo transcurrido desde la aplicación del lodo, tal y como indica la Agencia Medioambiental Estadounidense (EPA, 1994) (tabla 5), y se considera que la fracción de nitrógeno orgánico mineralizada un año después de la aplicación de lodo como fertilizante en lodos procedentes de digestión anaeróbica, es del 20%.

Tiempo transcurrido desde la aplicación (años)	Fracción (%) de N-orgánico mineralizado a partir de:		
	Lodo no digerido	Lodo digerido	Lodo compostado
1	40	20	10
2	20	10	5
3	10	5	3

Tabla 5: Tasas de mineralización según la Environment Protection Agency (1994) para lodo no digerido, lodo digerido anaeróbicamente y lodo compostado.

La presencia de los metales pesados en las plantas varía según su disponibilidad para ser adsorbidos, la especie vegetal y las interacciones que se puedan producir entre los macro y micronutrientes. Si estos elementos se acumulan en alguna parte del vegetal, pueden llegar a ser perjudiciales para el ganado, aunque no se observen efectos negativos sobre las plantas (Felipó, 1994).

El zinc está considerado como uno de los elementos que presenta mayor riesgo de toxicidad debido a su fácil absorción, junto con el cobre, níquel, cadmio y mercurio, mientras que en el caso del plomo y el cromo la absorción por parte de las plantas no se lleva a cabo con tanta facilidad. Hay que tener presente que estos elementos son acumulables en el suelo, pudiendo transcurrir un período largo de tiempo hasta que aparezcan sus efectos tóxicos (Simpson, 1986; Pomares y Canet, 2001).

### 2.8.5 Efectos de la adición de lodos sobre las propiedades químicas del suelo

Como ya se ha indicado, la aplicación de lodos, ya sea compostados o frescos, afecta a las propiedades físicas y químicas del suelo.

En el caso de las físicas, este residuo mejora la estructura y estabilidad de los agregados, gracias al aporte de materia orgánica, lo que conlleva un aumento de la permeabilidad y al mismo tiempo un incremento de la retención hídrica (Navarro *et al.*, 1995).

En cuanto a las propiedades químicas del suelo podemos destacar:

#### **2.8.5.1 Efectos sobre el pH**

Numerosos autores han descrito el incremento de pH causado por la aplicación de lodos de depuradora urbana (Rodríguez-Barreira 2003; Rigueiro *et al.* 2004b; López-Díaz, 2004; Rigueiro *et al.*, 2005c), así como de los derivados de industrias lácteas (López-Mosquera *et al.* 2002; Rigueiro *et al.*, 2002b; Rigueiro *et al.*, 2004a), principalmente en suelos ácidos, debido al aporte de cationes que se realiza, en especial calcio (Mosquera y Rigueiro, 2002; López-Díaz *et al.*, 2007). En cambio, en suelos neutros o básicos ese incremento de pH no llega a ser relevante (O'Riordan *et al.*, 1987).

Mosquera *et al.* (2006b), en una experiencia realizada en un sistema silvopastoral con *Pinus radiata* establecido en terrenos agrícolas (pH 6,8), observó una reducción de pH asociada a la aplicación de lodo de lechería como fertilizante, probablemente debido al desarrollo del arbolado, que supuso una notable extracción de cationes del suelo. El efecto de reducción de pH debido al desarrollo de la cubierta arbórea también fue descrito por Guiddens *et al.* (1997) y Adams *et al.* (2001).

#### **2.8.5.2 Efectos sobre la materia orgánica**

Estudios llevados a cabo en terrenos agrícolas mostraron un aumento en los niveles de materia orgánica con la aplicación de lodo durante un año (Díaz-Lozano, 2003), mientras que en terrenos de monte ese efecto no se muestra de forma tan clara (Fernández-Sierra, 2001), debido a que en este último caso el aporte de materia orgánica es pequeño en relación a la existente previamente en el suelo.

Hay que tener presente que con sucesivas aplicaciones el incremento en el contenido de materia orgánica se va haciendo más notable (Andrade-Couce *et al.*, 1985a), y también al aumentar las dosis aplicadas (Canet *et al.*, 1996; Rodríguez-Barreira, 2003; López-Díaz, 2004).

#### **2.8.5.3 Efectos sobre el contenido de nitrógeno**

El nivel de nitrógeno total en suelo se encuentra afectado positivamente por la aplicación de materia orgánica al suelo, como los lodos de depuradora urbana (Rodríguez-Barreira, 2003).

Experiencias realizadas por López-Díaz *et al.* (1999) mostraron que el nivel de nitrógeno total del suelo no presenta una respuesta proporcional a las dosis de fertilización con lodo debido al aumento de las extracciones por parte de los cultivos en repuesta al incremento de la tasa de mineralización.

#### **2.8.5.4 Efectos sobre la saturación de aluminio en el complejo de cambio**

Autores como Andrade-Couce *et al.* (1985a) y López-Díaz (2004) han señalado una reducción en la presencia de aluminio en el complejo de cambio tras la aplicación de lodo de depuradora como fertilizante, debido a los aportes de calcio que se producen con este residuo.

#### **2.8.5.5 Efectos sobre el contenido de fósforo**

La fertilización con lodos provenientes de estaciones depuradoras de aguas residuales incrementa la presencia de fósforo total en el suelo, principalmente cuando existe una carencia del mismo (Rigueiro *et al.*, 2000a, 2006c). Este efecto es más notable en la zona más superficial del suelo por la escasa movilidad que presenta este elemento (Simpson, 1986, Juarez y Sánchez, 1996, López-Díaz, 2004; Rodríguez-Barreira, 2005).

#### **2.8.5.6 Efectos sobre el contenido de potasio**

Experiencias realizadas por O'Riordan *et al.*, (1987), Andrade-Couce *et al.* (2000), Rigueiro *et al.* (2002b) y López-Díaz (2004) mostraron un incremento en la disponibilidad de potasio en el suelo con la aplicación de fertilizantes orgánicos, de este tipo, porque se trata de un elemento que, aunque escaso, suele aparecer en el lodo en formas fácilmente asimilables para las plantas.

#### **2.8.5.7 Efectos sobre el contenido de calcio**

La aplicación de lodo como fertilizante produce un incremento en el contenido total e intercambiable de calcio en el suelo, debido al aporte de este elemento y al incremento de pH que mejora su disponibilidad (García *et al.*, 1986a). Experiencias realizadas por Rigueiro *et al.* (2002c; 2004a) con lodos de de lechería en suelos de monte muestran un aumento de calcio en el suelo al emplear este residuo como fertilizante, respuesta también observada por Vivekanandan *et al.* (1991) y Andrade-Couce *et al.* (1985a) con lodos de depuradora urbana en suelos agrícolas, y por López-Díaz (2004) en suelos de monte.

#### **2.8.5.8 Efectos sobre el contenido de sodio**

Como en el caso del calcio, el aporte de lodo suele incrementar el contenido total de sodio en el suelo, debido a la descomposición de estos residuos en el suelo, influyendo también en su disponibilidad en suelos ácidos, la reducción de la acidez (López-Mosquera *et al.*, 2002).

#### **2.8.5.9 Efectos sobre el contenido de magnesio**

La presencia de magnesio en el lodo justifica el efecto positivo de este residuo sobre los niveles de este elemento en el suelo. Asimismo, con la aplicación de este tipo de residuos en suelos ácidos se incrementa la disponibilidad de magnesio, ya que se incrementa el pH del suelo



(Vivekanandan *et al.*, 1991; López-Mosquera *et al.*, 2002; Rigueiro *et al.*, 2002a; López-Díaz, 2004).

#### **2.8.5.10 Efectos sobre el contenido de cobre**

En general, el aporte de lodo como fertilizante produce un incremento en el contenido total de cobre en el suelo (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Canet *et al.*, 1996; O'Riordan *et al.*, 1994; Quinteiro *et al.*, 1998), aunque si la presencia de este elemento en el lodo es muy reducida las variaciones edáficas pueden ser muy pequeñas (Quinteiro- Rodríguez, 1994). En todo caso, la proporción que se encuentra en forma asimilable con respecto al total es pequeña (Kabata y Pendías, 1985; Kabata, 2000; Virgel-Mensaka, 2002) ya que se encuentra en su mayor parte ligado a la materia orgánica (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Canet *et al.*, 1998; Quinteiro *et al.* 1998), y presenta cierta facilidad para ser lavada fuera del perfil cuando se registran precipitaciones (Kabata y Pendías, 1985; Loué, 1988; Kabata, 2000).

#### **2.8.5.11 Efectos sobre el contenido de hierro**

López-Díaz (2004) y Fernández-Sierra (2001), en terrenos de monte, observaron un incremento del contenido total en hierro asociado a la aplicación de lodo, aunque los incrementos observados no fueron proporcionales a las dosis empleadas, respuestas también observadas por Andrade-Couce *et al.* (1985b) y Quinteiro-Rodríguez (1994). En cambio Díaz-Lozano (2003) en zonas agrícolas abandonadas, registró un incremento de hierro a medida que la dosis de lodo aplicada era mayor.

#### **2.8.5.12 Efectos sobre el contenido de zinc**

El aporte de lodo como fertilizante en suelos ácidos incrementa la cantidad de zinc en el suelo (López-Díaz, 2004) a pesar de la incorporación de materia orgánica que se realiza (Estévez *et al.*, 1998), incrementándose también la fracción asimilable (O'Riordan *et al.*, 1994; Taylor *et al.*, 1995; Krebs *et al.*, 1998), mientras que en suelos básicos el aporte de lodo no modifica los valores de Zn asimilable (Canet *et al.*, 1998)

#### **2.8.5.13 Efectos sobre el contenido de manganeso**

La respuesta de los niveles de Mn frente al aporte de lodo es muy variable, dependiendo de la cantidad de residuo aplicado (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Quinteiro-Rodríguez, 1994), incrementándose, generalmente los niveles de Mn asimilable (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Quinteiro-Rodríguez, 1994; López-Díaz, 2004). De todas formas, la mayor parte del manganeso del lodo se encuentra en forma no disponible para las plantas (Quinteiro-Rodríguez, 1994).

#### **2.8.5.14 Efectos sobre el contenido de níquel**

La aplicación de fertilizantes orgánicos incrementa la presencia de níquel en el suelo (Canet *et al.*, 1996; López-Díaz, 2004), sobre todo en la zona en la que el lodo se incorpora (Berti y Jacobs, 1998; Alloway, 1995). La respuesta que provoca este fertilizante sobre su asimilabilidad depende del pH inicial del sustrato; en suelos ácidos el lodo incrementa la disponibilidad de Ni (Barbarick *et al.*, 1998), aún cuando se produce una elevación de pH (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Tsadillas *et al.*, 1995; López-Díaz, 2004), mientras que en suelos neutros o básicos la variación tiende a ser nula (Williams *et al.*, 1997; Canet *et al.*, 1998), siempre y cuando no se incremente la acidez y se facilite la extracción de este nutriente por las plantas (Tsadillas *et al.*, 1995).

#### **2.8.5.15 Efectos sobre el contenido de cromo**

Estudios llevados a cabo en Galicia por López-Díaz (2004) mostraron un incremento del contenido de Cr en el suelo al aplicar lodo de depuradora como fertilizante, respuesta también citada por Andrade-Couce *et al.* (1985c), Quinteiro-Rodríguez (1994) y Canet *et al.* (1998), debido a los aportes que se realizan, ya que el cromo ocupa el cuarto lugar (después de Zn, Cu y Pb) en cuanto a metales pesados en los lodos (Mosquera y Rigueiro, 2002), no modificándose prácticamente la proporción disponible para las plantas (Smith, 1996; Quinteiro-Rodríguez, 1994; Canet *et al.*, 1998).

#### **2.8.5.16 Efectos sobre el contenido de cadmio**

Una de las principales vías de entrada de este elemento en el suelo es la utilización de abonos fosforados ricos en cadmio, así como el empleo de los lodos de depuradora como fertilizante (Barbarick *et al.*, 1998; Canet *et al.*, 1998), lo que ha obligado a introducir medidas reguladoras.

La aplicación de lodo como fertilizante mejora la disponibilidad del Cd en suelos ácidos, incluso cuando se produce una elevación del contenido en materia orgánica y del pH (Williams *et al.*, 1997; Canet *et al.*, 1996; Canet *et al.*, 1998; Krebs *et al.*, 1998). Cabe destacar que la proporción que aparece disponible para las plantas es pequeña (Taylor *et al.*, 1995), aunque mayor que la de otros metales pesados (Bell *et al.*, 1991)

#### **2.8.5.17 Efectos sobre el contenido de plomo**

Diferentes autores han observado un incremento de los niveles de plomo en suelo al aplicar lodo como fertilizante en suelos básicos (El-Demerdashe *et al.*, 1995), neutros (Barbarick *et al.*, 1998) y ácidos (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Taylor *et al.*, 1995).

Por otra parte, el plomo se liga de manera importante a la materia orgánica (Barbarick *et al.*, 1998; Canet *et al.*, 1998; Illera *et al.*, 1999), de tal forma que se produce

un incremento de los contenidos totales de Pb en suelo principalmente en la zona de aplicación (O'Riordan *et al.*, 1994; Barbarick *et al.*, 1998).

#### **2.8.5.18 Efectos sobre el contenido de mercurio**

Los estudios relacionados con el efecto de la aplicación de lodo sobre los niveles de mercurio en el suelo son reducidos, quizás debido a la baja concentración en la que se suele encontrar en este residuo o a la complejidad de su análisis debido a las pérdidas que se producen por volatilización.

López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio observó un incremento del contenido de Hg en el suelo con la aplicación de dosis medias ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ) y altas ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ) de lodo, aunque en todo caso los contenidos podían ser considerados como normales en suelo, no superándose en ningún caso el límite establecido por la legislación española.

### **2.8.6 Efectos de la adición de lodos en el pasto**

#### **2.8.6.1 Efectos sobre la composición botánica**

En general, el empleo de lodos de depuradora incrementa la presencia de las especies sembradas en el pasto (Mosquera *et al.*, 2001c; López-Díaz, 2004), que son más exigentes en fertilidad edáfica, con lo que se mejora la calidad y productividad del pasto (Mosquera *et al.*, 1999a; 2001b). La respuesta es mayor en el caso de las gramíneas que en el de las leguminosas, ya que las primeras se benefician de los aportes de nitrógeno, perjudicándose a las segundas dosis superiores a  $120 \text{ kg N ha}^{-1}$  (González, 1992; López-Díaz *et al.*, 1999).

#### **2.8.6.2 Efectos sobre el contenido de proteína**

Cabe indicar que el contenido de proteína en el pasto se incrementa con la aplicación de fertilizantes orgánicos como los lodos de depuradora (Willman *et al.*, 1994; Whitehead, 1995, López-Díaz, 2004), excepto en el caso de praderas con una elevada proporción de leguminosas (Rigueiro *et al.*, 2004b) ya que éste fertilizante ejerce sobre ellas un fuerte efecto depresivo (González, 1992; López-Díaz *et al.*, 1999; Egersma *et al.*, 2000), sobre todo cuando las dosis son elevadas.

#### **2.8.6.3 Efectos sobre el contenido de fósforo**

La aplicación de lodos de depuradora mejoran el contenido de fósforo en el pasto (Vivekanandan *et al.*, 1991; Tiffany *et al.* 2000a, López-Díaz, 2004, Rodríguez-Barreira, 2005), debido al aporte que se realiza de este elemento y al incremento de pH del suelo, que se produce un

incremento en la cantidad de fósforo que se encuentra en forma disponible (Vivekanandan *et al.*, 1991; Rigueiro *et al.*, 2000a).

#### **2.8.6.4 Efectos sobre el contenido de potasio**

La fertilización con lodos presenta un efecto positivo sobre la concentración de potasio en el pasto, pues se produce un incremento del potasio cambiante en el suelo (Tiffany *et al.*, 2000a; López-Díaz, 2004). El déficit de potasio en la pradera va a afectar principalmente a las leguminosas, produciéndose una disminución en la producción y una sustitución de las especies más productivas y exigentes por “malas hierbas” (Mosquera y González, 1997).

#### **2.8.6.5 Efectos sobre el contenido de calcio**

Diferentes estudios indican que la concentración de calcio en planta en suelos ácidos mejora con la aplicación de lodo como fertilizante, al presentar éste un contenido alto de este elemento (García *et al.*, 1986a; Fernández-Sierra, 2001; Mosquera *et al.*, 2001a; López-Díaz, 2004).

#### **2.8.6.6 Efectos sobre el contenido de sodio.**

El empleo de lodo de depuradora como fertilizante de la pradera mejora el contenido de Na en el pasto (Tiffany *et al.*, 2000a; Rigueiro *et al.*, 2004a), debido a que se incrementa el contenido de sodio total e intercambiable del suelo (López-Mosquera *et al.*, 2002).

Esta respuesta también podría atribuirse a la mayor proporción de especies sembradas en las zonas fertilizadas con lodos (Rigueiro *et al.*, 2000b), las cuales acumulan una mayor proporción de sodio en sus tejidos (Brea, 1993; Whitehead, 1996; Mosquera *et al.*, 2001).

#### **2.8.6.7 Efectos sobre el contenido de magnesio**

Los pastos fertilizados con lodo de depuradora presentan una mayor concentración de magnesio (Vivekanan *et al.*, 1991; Tiffany *et al.*, 2000a; López-Díaz, 2004), debido a las aportaciones que se realizan con este tipo de fertilizante, a la mayor cantidad en forma intercambiable existente en el suelo y a la mayor presencia de especies sembradas, que presentan un contenido de Mg superior al de las especies espontáneas (Piñeiro y Pérez, 1992a; Brea, 1990; Norton, 1992; Whitehead, 1999).

#### **2.8.6.8 Efectos sobre el contenido de cobre**

En general, la aplicación de lodos de depuradora como fertilizante incrementan las concentraciones de este elemento en planta (Mosquera *et al.*, 2001a) debido a los aportes que se

están haciendo con la aplicación del lodo, respuesta también observada por Andrade-Couce *et al.* (1985b) y Tiffany *et al.* (2000b).

#### **2.8.6.9 Efectos sobre el contenido de hierro**

Este tipo de fertilización orgánica produce escasas modificaciones en el contenido de hierro en el pasto (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Tiffany *et al.*, 2000b), aún siendo este metal el que aparece en mayores cantidades en el lodo (Mosquera y Rigueiro, 2002)

#### **2.8.6.10 Efectos sobre el contenido de zinc**

López-Díaz *et al.* (2000a), Mosquera *et al.* (2001c) y López-Díaz (2004) no observaron un efecto significativo de la aplicación de lodo al suelo sobre la presencia de este elemento en el pasto, aunque otros autores encuentran que la adición de este fertilizante orgánico provoca un incremento de la concentración de zinc en planta (Loué, 1988; Fernández-Sierra, 2001).

Según Smith (1996) y Tiffany *et al.* (2000) el empleo de lodos en suelos ácidos incrementa la presencia de zinc en la planta, debido al contenido de éste en el lodo (Mosquera y Rigueiro, 2002). Asimismo, Smith (1996) indica que se trata del metal más fácilmente absorbible hasta niveles fitotóxicos.

#### **2.8.6.11 Efectos sobre el contenido de manganeso**

Experiencias llevadas a cabo por Andrade-Couce *et al.* (1985b) mostraron un incremento de la concentración de Mn en pasto tras aplicar lodo de depuradora como fertilizante en un terreno ácido, mientras que López-Díaz (2004) cita el efecto contrario, seguramente debido a la menor presencia de especies espontáneas que suelen acumular mayores cantidades de manganeso que las sembradas (Quinteiro, 1994).

#### **2.8.6.12 Efectos sobre el contenido de níquel**

El efecto del aporte de lodo sobre el contenido de níquel en planta depende de la disponibilidad de este elemento en el suelo; así Sanders *et al.* (1986) observó un incremento de este elemento en la planta al emplear este tipo de residuos en un suelo básico en el que se produjo una reducción de pH, mientras que en Galicia López-Díaz (2004) observó un incremento de níquel en planta proporcional a la dosis de fertilizante orgánico empleado cuando el pasto crecía sobre un suelo ácido.

#### **2.8.6.13 Efectos sobre el contenido de cromo**

La aplicación de lodo como fertilizante no produce modificaciones en el contenido de cromo en el pasto (Hamon *et al.*, 1999; Gómez-Liste, 2002; López-Díaz, 2004), a pesar de los

aportes que se realizan, pues el Cr en el lodo ocupa el cuarto lugar (después del Zn, Cu y Pb) en cuanto a presencia de metales en el lodo (Mosquera y Rigueiro, 2004).

#### ***2.8.6.14 Efectos sobre el contenido de cadmio***

Se han encontrado indicios de que la presencia de cadmio en el pasto aumenta al aplicar lodos de depuradora urbana como fertilizante (Andrade-Couce *et al.*, 1985c; Tsadillas *et al.*, 1995), aunque su presencia en el lodo es reducida (Mosquera y Rigueiro, 2002).

Experiencias llevadas a cabo en Galicia por López-Díaz (2004) no mostraron un efecto significativo de esta fertilización orgánica, mientras que Fernández-Sierra (2001) observó una relación directa entre el aumento de la presencia de este elemento en planta y la dosis de lodo aplicada al suelo, respuesta también obtenida por Rodríguez-Barreira (2003).

#### ***2.8.6.15 Efectos sobre el contenido de plomo***

Estudios realizados por Andrade-Couce *et al.* (1985c), Canet *et al.* (1998) y López-Díaz (2004) muestran escasas variaciones en la concentración de plomo en pasto tras la aplicación de lodo, aunque éste sea el tercer metal pesado más abundante en el residuo, detrás del Zn y el Cu (Mosquera y Rigueiro, 2002).

#### ***2.8.6.16 Efectos sobre el contenido de mercurio***

Generalmente una proporción baja del mercurio presente en el suelo es extraído por las plantas (Alloway, 1995), aunque algunas especies son capaces de incorporarlo a sus tejidos, desarrollando tolerancia a altas concentraciones (Felipó, 1994; Kabata, 2000).

Al igual que sucedía en el suelo, los estudios sobre este elemento en planta son muy reducidos. En los años previos a este estudio, López-Díaz (2004) no observó un efecto significativo de la aplicación de lodo como fertilizante, durante tres años consecutivos, en la concentración de Hg en el pasto.

### **III. MATERIAL Y MÉTODOS**

### 3.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ENSAYO

#### 3.1.1 Localización del área de ensayo

El ensayo se instaló en 1998 en una finca de titularidad privada ubicada en el noroeste del Término Municipal de Pol (figura 16), provincia de Lugo. Sus coordenadas son: 7° 20' N; 43° 09' W y a una altitud de 510 m sobre el nivel del mar.

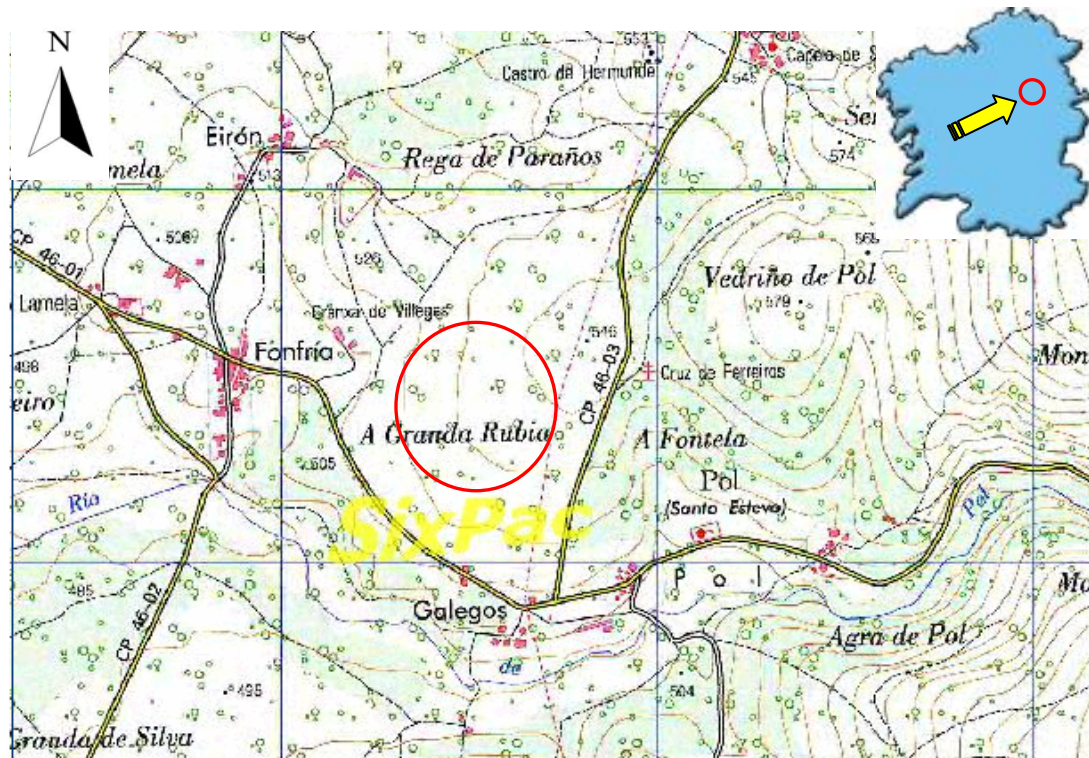


Figura 16. Mapa de localización del ensayo en el término municipal de Pol (E:1:25.000).

#### 3.1.2 Geología

La comarca en la que se realizó el ensayo se encuentra dentro de la denominada Zona Asturoccidental-Leonesa”, dentro del dominio del “Manto de Mondoñedo” (IGME, 1975). Si nos centramos en el ayuntamiento de Pol, la configuración geológica (figura 17) está determinada por la presencia de esquistos férricos, cuarcitas y rocas carbonatadas, fuertemente plegadas por las presiones de la orogenia herciniana. En el sector central, las vetas pizarrosas son abundantes, mientras que de norte a sur el municipio de Pol aparece cortado por dos grandes franjas de calizas. En las depresiones fluviales se encuentran sedimentos terciarios como arcillas o yesos miocénicos.

Los suelos son, en general, ligeramente ácidos, de tierra parda, con zonas ricas en limo, calcio y magnesio.



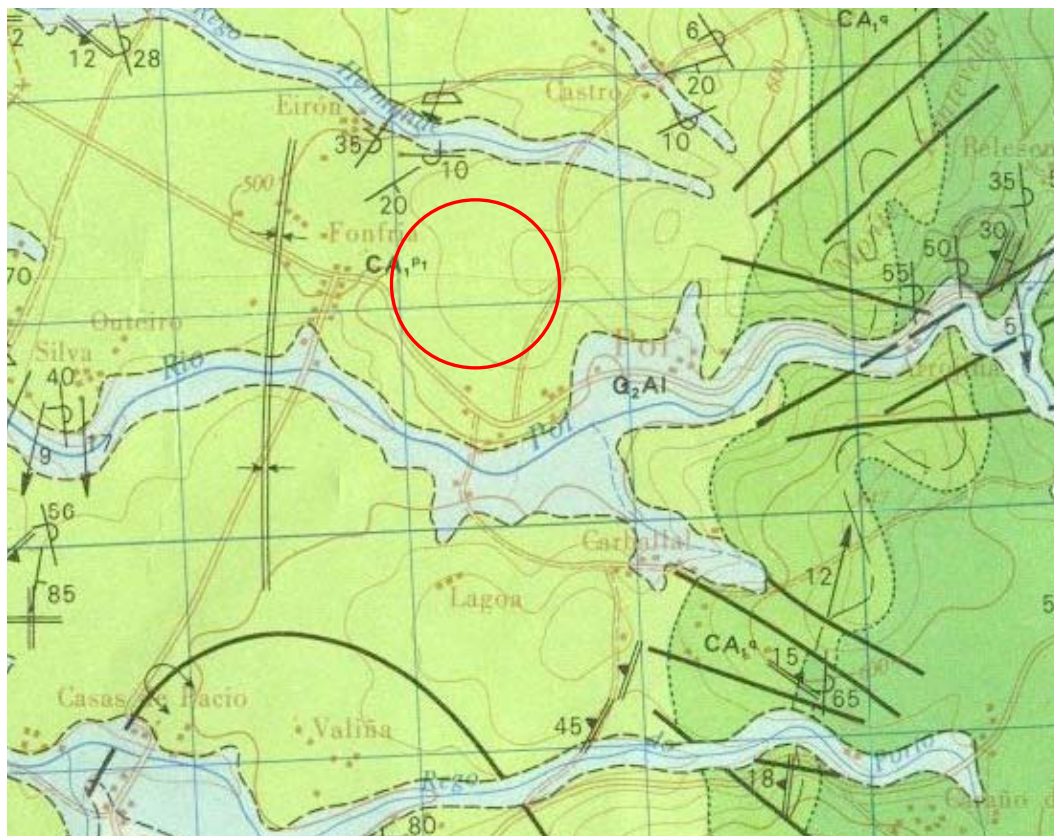


Figura 17. Mapa geológico de la zona del ensayo en el término municipal de Pol ( $CA_1^q$ : Cuarcitas y pizarras,  $CA_1^{p1}$ : Pizarras de Cándana,  $O_2$ : Pizarras negras y areniscas).

### 3.1.3 Edafología

Se trata de un suelo de monte asentado sobre cuarcitas, con textura franco-arcillo-arenosa (62,92% arena, 26,33% arcilla y 10,74% limo), con una profundidad superior a 50 cm, que no había sido empleado con fines agrícolas en los últimos años.

En la tabla 6 se recogen el pH en agua y en CIK, materia orgánica, contenido de N, P y bases cambiables (K, Ca, Mg, Na) presentes en el suelo al inicio del ensayo (año 1998).

pH	pH CIK	MO	N	P	Amonio	Nitrato	C/N	Al/CICe	K	Ca	Mg	Na
4,97	4,3	12,32	0,52	0,03	200,8	4,4	7,15	55,15	0,13	1,35	0,41	0,49

Tabla 6. pH en agua (pH) y en CIK (pH CIK), contenido de materia orgánica (MO), N y P total (%); amonio ( $N-NH_4^+$ ) y nitrato ( $N-NO_3^-$ ) ( $mg\ kg^{-1}$ ); relación carbono/nitrógeno (C/N); porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio (Al/CICe) y K, Ca, Mg y Na disponibles en  $ClBa_2$  ( $cmol(+) kg^{-1}$ ) del suelo al comienzo del ensayo (año 1998).

Se trata de un suelo muy ácido (pH en agua 4,97, pH en CIK 4,30) y con una relación C/N próxima a 12. A pesar de ser rico en nitrógeno, éste se encuentra en su mayor parte en forma no disponible. El sustrato de la parcela en la que se desarrolla el ensayo se caracteriza, además, por su pobreza en fósforo (0,03%), por su reducida proporción de bases cambiables y por tener un porcentaje de saturación de aluminio elevado (55,13%).

En la tabla 7 se muestran los contenidos en cationes y metales pesados totales que presentaba el suelo antes de comenzar el estudio.

Fe	Zn	Cu	Mn	Pb	Cr	Ni	Hg	Cd
9.999	17,2	8,2	18,4	<1	13,2	<1	0,13	<1

Tabla 7. Contenido de Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, Cd y Hg total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en el suelo al inicio de la experiencia.

En la tabla 8 se indica la concentración máxima de metales pesados en el suelo permitida por la legislación vigente, tanto europea (Directiva 86/278) como española (R.D. 1310/1990) para la aplicación de lodos de depuradora, y las modificaciones que propone la Unión Europea en el “Working document on Sludge 3rd draft” (2000). Se observa que el contenido de metales pesado en el suelo se encuentra por debajo de los límites actuales y futuros.

	Valores límite ( $\text{mg kg}^{-1}$ materia seca)					
	Directiva 86/278/EEC	R.D. 1310/1990		Working document on Sludge 3 <sup>rd</sup> draft		
	6< pH <7	pH <7	pH >7	5≤ pH <6	6≤ pH <7	pH ≥7
Cd	1-3	1	3	0,5	1	1,5
Cr	-	100	150	30	60	100
Cu	50-140	50	210	20	50	100
Hg	1-1,5	1	1,5	0,1	0,5	1
Ni	30-75	30	112	15	50	70
Pb	50-300	50	300	70	70	100
Zn	150-300	150	450	60	150	200

Tabla 8. Concentración máxima de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) según el pH del suelo ( $\text{mg kg}^{-1}$  de materia seca) según la legislación europea (Directiva 86/278), española (RD. 1310/1990) y las modificaciones que propone la U.E a través del “Working document on Sludge 3<sup>rd</sup> draft” (2000).

### 3.1.4 Estudio climático

La zona en la que se llevó a cabo la experiencia se localiza en la región bioclimática Atlántica.

Para realizar el estudio climático de la zona de ensayo se tomaron los datos de la estación termopluviométrica de Rozas (Lugo), dependiente del Centro Meteorológico de Galicia y cuyas coordenadas son: 7° 23' N; 43° 06' W, situada a una altitud de 450 m.s.n.m. La diferencia de altitud entre la estación y la parcela es inferior a 100 metros, por lo que no consideramos necesario hacer correcciones altitudinales de los datos de precipitación y temperatura (Carballeira *et al.*, 1983). Se eligió dicha estación porque es la más próxima a la zona de estudio y presenta unas condiciones termopluviométricas similares a las del área en la que se desarrolla la experiencia.

Hemos elaborado los diagramas ombrotémicos de Gaussen, más conocidos como climodiagramas o climogramas (Walter y Lieth, 1960), los diagramas bioclimáticos (Montero y

Rebollar, 1983), así como las clasificaciones climáticas de Thornthwaite (Elías y Castellví, 2001), Allué y Papadakis (Carballeira *et al.*, 1983). Para todo ello se emplearon los valores medios de los últimos 30 años de las distintas variables climáticas.

Posteriormente, se analizaron las características climáticas de los tres años en los que se desarrolló la experiencia (2001, 2002 y 2003) mediante los diagramas ombrotérmicos de Gaussen.

#### 3.1.4.1 Índices climáticos

Temperatura media de las mínimas del mes más frío: En este caso se corresponde al mes de febrero con una temperatura de 2,2 °C.

Amplitud térmica media anual (A): Se corresponde con la diferencia de las temperaturas medias del mes más cálido ( $T_c$ ) y del mes más frío ( $T_f$ ). Su expresión matemática es:

$$A = T_c - T_f$$

En nuestro caso la temperatura media del mes más cálido es de 18 °C (mes de agosto), mientras que la temperatura media del mes más frío es de 5,8 °C (mes de enero), lo que nos indica que la amplitud térmica media anual es de 12,2 °C

Amplitud térmica extrema anual (A'): Es la diferencia entre la temperatura media de las máximas del mes más cálido ( $T_{Mc}$ ) y la temperatura media de las mínimas del mes más frío ( $T_{mf}$ ). Su ecuación sería:

$$A' = T_{Mc} - T_{mf}$$

Según los datos registrados en la estación de Rozas,  $T_{Mc} = 24,1$  °C (agosto), mientras que  $T_{mf} = 2,2$  (febrero), por lo que la amplitud térmica extrema anual es de 21,9 °C.

Índice de Peguy: Se trata de un indicador de regularidad de la distribución de las precipitaciones a lo largo del año. Se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$P = Pe / [(Pa - Pe) / 3]$$

Donde Pa = Precipitación anual

Pe = Precipitación estival (meses de junio, julio y agosto)

En nuestro caso el valor del índice de Peguy es 0,37 lo que nos indica que se trata de un régimen intermedio entre el régimen oceánico ( $> 0,4$ ) y el mediterráneo ( $< 0,3$ ).

Índice de aridez de Martonne: Es el cociente entre la precipitación anual media (P) y la temperatura media anual (T) incrementada en 10 unidades. Su ecuación sería:

$$Ia = P / (T + 10)$$

El índice también se puede expresar mensualmente con la ecuación:

$$ia = (12 P_m) / (T^a_m + 10)$$

Donde Pm = Precipitación mensual media

$T^a_m$  = Temperatura media mensual

En nuestro caso no se registra aridez anual, dado que  $I_a > 20$ , aunque sí se produciría aridez durante los meses de julio y agosto ( $i_a < 20$ ).

Si se tienen en cuenta las modificaciones propuestas por Carballeira *et al.* (1983) en cuanto a este índice (aridez cuando  $I_a$  ó  $i_a < 10$ ), cabe indicar que no se registraría aridez en la estación evaluada.

#### 3.1.4.2 Diagrama ombrotérmico de Gaussen.

Gaussen establece que cuando los valores de la curva pluviométrica ( $P_m$ ) son inferiores a dos veces la temperatura media para algún mes, en ese mes se podría registrar sequía (Carballeira *et al.*, 1983).

Para la realización del diagrama ombrotérmico de Gaussen (figura 18) se emplearon los datos de temperatura media y precipitación media registrados en la estación de Rozas en los últimos 30 años. Como se puede observar las curvas de  $T^a_m$  y  $P_m$  se cruzan, lo que indica la posibilidad de la existencia de un período de ligera sequía en la zona entre los meses de julio y agosto.

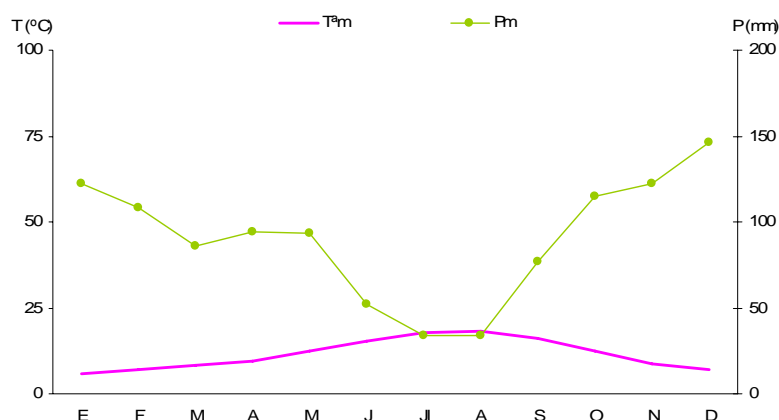


Figura 18. Diagrama ombrotérmico de Gaussen ( $T^a_m$  = temperatura media mensual considerando una serie de 29 años,  $P_m$  = Precipitación media mensual considerando una serie de 30 años)

#### 3.1.4.3 Balance hídrico.

Para medir las necesidades hídricas de la vegetación se utiliza el concepto de evapotranspiración (ETP), que Thornthwaite (1948) definió para expresar “la cantidad de agua que perderá una superficie completamente cubierta de vegetación en crecimiento activo si en todo momento existe en el suelo humedad suficiente para su uso máximo por las plantas”. Martínez *et al.* (2002) resume esa definición indicando que la ETP se refiere a la “pérdida de agua desde una superficie con cubierta vegetal, ya sea por evaporación del agua del suelo o por la transpiración de las plantas”.

Para el cálculo de la ETP se emplea la ecuación:

$$ETP = (0,457 T_m + 8.13) * k$$

Donde  $T_m$  es la temperatura media mensual y  $k$  es un valor climático mensual de variación lenta a lo largo de la geografía (Carballeira *et al.*, 1983). Así, se trata de una constante correspondiente a la situación geográfica de la capital de provincia donde está situada la estación meteorológica (Martínez *et al.*, 2002).

Cuando hay insuficiencia de humedad y ésta se prolonga las plantas detienen su actividad, produciéndose una disminución de la evapotranspiración, circunstancias en las que se define la evapotranspiración residual ( $e$ ), que empíricamente se calcula como:

$$e = 0,2 * EPT$$

En la tabla 9 se indican los valores mensuales que alcanzan la evapotranspiración potencial y la residual en el área de estudio, tomando como base los datos medios de precipitación y temperatura de los últimos 30 años.

Meses	k	$T_m$	Pm	ETP	e
Enero	0,95	5,8	122	10,2	2,0
Febrero	1,63	6,9	108	18,4	3,7
Marzo	3,31	8,4	86	39,6	7,9
Abril	4,84	9,6	94	60,6	12,1
Mayo	6,21	12,3	93	85,4	17,1
Junio	6,34	15,2	52	95,6	19,1
Julio	6,42	17,7	34	104,1	20,8
Agosto	5,51	18,0	34	90,1	18,0
Septiembre	3,59	16,1	77	55,6	11,1
Octubre	2,47	12,4	115	34,1	6,8
Noviembre	0,98	8,8	122	11,9	2,4
Diciembre	0,77	6,9	146	8,7	1,7

Tabla 9. Evapotranspiración potencial de la zona de estudio.  $k$ : constante bioclimática;  $T_m$ : temperatura media mensual de los últimos 30 años ( $^{\circ}\text{C}$ ); Pm: precipitación media mensual de los últimos 30 años (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm).

A partir de todas estas variables se ha realizado el balance hídrico correspondiente a la zona (tabla 10), según la metodología recogida por Carballeira *et al.* (1983), para ello se ha considerado una capacidad de retención del suelo de 100 mm.

Meses	Pm	ETP	D	s	d
Enero	122	10,2	222,0	111,8	
Febrero	108	18,4	208,0	89,6	
Marzo	86	39,6	186,0	46,4	
Abril	94	60,6	194,0	33,4	
Mayo	93	85,4	193,0	7,6	
Junio	52	95,6	152,0		
Julio	34	104,1	90,4		13,7
Agosto	34	90,1	34,0		56,1
Septiembre	77	55,6	77,0		
Octubre	115	34,1	136,4	2,3	
Noviembre	122	11,9	222,0	110,1	
Diciembre	146	8,7	246,0	137,3	

Tabla 10. Balance hídrico de la zona de estudio. Pm: precipitación media mensual (mm); ETP: evapotranspiración potencial (mm); D: disponibilidad hídrica (mm) suponiendo una capacidad de retención del suelo de 100 mm; s: sobrante hídrico (mm); d: déficit hídrico (mm).

De estos datos se deduce que la disponibilidad hídrica se reduce de forma importante durante los meses de verano, registrándose déficits hídricos durante los meses de julio y agosto, lo que indicaría que en dichos meses se podría producir una limitación en el desarrollo vegetal debido a la sequía.

#### 3.1.4.4 Diagrama bioclimático

Los diagramas bioclimáticos son una representación de las intensidades bioclimáticas, las cuales miden la productividad potencial forestal (Carballeira *et al.*, 1983). Existen varios tipos de intensidades bioclimáticas:

Intensidad bioclimática potencial (IBP): es el área comprendida entre la línea de temperaturas medias y la recta correspondiente a 7,5 °C. Mide la actividad vegetativa máxima que puede proporcionar el clima. Si la temperatura media es mayor de 7,5 °C se habla de IBP cálida, mientras que si es menor de ese valor se trata de IBP fría y supone una paralización vegetativa.

$$IBP(ubc) = (T_m - 7,5) / 5$$

Intensidad bioclimática real (IBR): se produce cuando existe una limitación hídrica parcial.

$$IBR(ubc) = IBP * C_p$$

$$\text{Coeficiente de pluviosidad}(C_p) = (D - e) / (ETP - e)$$

En el caso en que  $C_p$  sea superior a 1, la producción la IBR se considera igual a la IBP debido a que la producción se encuentra limitada únicamente por la temperatura. Mientras que si la limitación hídrica es parcial ( $1 > C_p > 0$ ) la actividad vegetativa se encuentra limitada, reduciéndose la producción real (IBR) con respecto a la potencial (IBP).

Intensidad bioclimática seca (IBS): se produce cuando existe una limitación hídrica total ( $D < e$ ) lo que da lugar a una paralización vegetativa. En este caso la intensidad bioclimática será negativa.

Intensidad bioclimática condicionada (IBC): ésta se produce cuando, tras un período de sequía y una vez compensados los déficits hídricos, la producción se encuentra limitada en aquellas especies cuya recuperación hídrica es lenta (arbolado).

Los resultados de los cálculos anteriores para la zona de estudio se exponen en la tabla 11.

Meses	Cp	IBP	IBF	IBR
Enero	26,8	-0,34	-0,34	
Febrero	13,9	-0,12	-0,12	
Marzo	5,6	0,18		0,18
Abril	3,8	0,42		0,42
Mayo	2,6	0,96		0,96
Junio	1,7	1,54		1,54
Julio	0,6	2,04		1,22
Agosto	0,2	2,10		0,4
Septiembre	1,5	1,72		1,72
Octubre	4,7	0,98		0,98
Noviembre	23,1	0,26		0,26
Diciembre	34,9	-0,12	-0,12	
		TOTAL	-0,58	7,26

Tabla 11. Coeficiente de pluviosidad (Cp) e intensidades bioclimáticas (ubc) potencial (IBP), fría (IBF) y real (IBR) mensuales y anuales de la zona de estudio.

A partir de los valores de estas intensidades bioclimáticas se elaboró el diagrama bioclimático que muestra la figura 19, del que se deduce que durante los meses de diciembre, enero y febrero no se superan los 7,5 °C, valor por debajo del cual el desarrollo vegetal se encuentra limitado por el frío, lo que conllevaría una reducción de la producción del pasto y del crecimiento del arbolado durante meses.

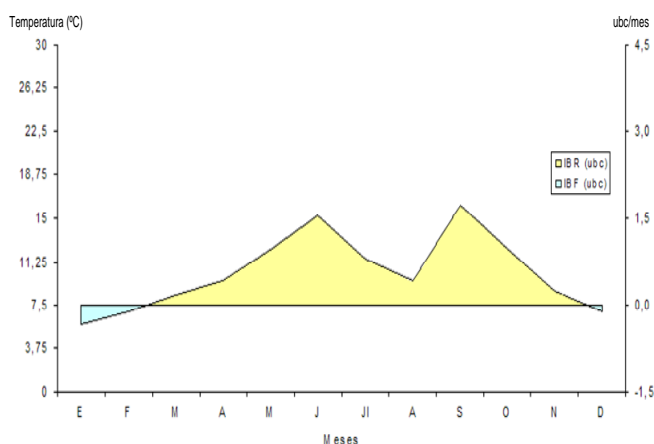


Figura 19. Diagrama bioclimático de la zona de estudio.

#### 3.1.4.5 Clasificación climática de Thornthwaite

Basándonos en el balance hídrico realizado a partir de los datos de la estación seleccionada (tabla 10, pág 92), podemos clasificar el clima según el método de Thornthwaite (Carballeira *et al.*, 1983). Para ello nos basaremos en los siguientes índices:

Índice de humedad:  $I_h = 100 (S / N) = 87,6$

Donde S = exceso hídrico anual (mm) calculado como la suma de los excesos hídricos mensuales (s).

$$N = \text{ETP anual (mm)}.$$

$$\text{Índice de aridez: } Ia = 100 (D' / N) = 11,36$$

Donde  $D'$  = déficit hídrico anual (mm) calculado como la suma de los déficits hídricos mensuales ( $d$ ).

$$\text{Índice hídrico anual: } Iha = Ih - 0,6Ia = 80,78$$

$$\text{Índice de la concentración estival de la eficacia térmica:}$$

$$C = 100(\text{ETP estival} / \text{ETP anual}) = 47,2$$

De los valores de estos índices y de la ETP anual se deduce que se trata de un clima con una región de humedad tipo  $B_4$  (*Húmedo IV*) ( $80 < Iha < 100$ ), una región térmica tipo  $B_1'$  (*Mesotérmico I*) (ETP entre 570 y 712), con *déficit de agua pequeño en verano* ( $r$ ) ( $Ia$  entre 0 y 16,7) y con un contraste térmico tipo  $a'$  ( $C < 48$ ), lo que nos indica que el grado de rigor del verano con respecto al resto del año es suave.

#### 3.1.4.6 Clasificación climática de Allué

Esta clasificación establece una clave dicotómica con los factores siguientes:

Temperatura media del mes más frío ( $t_f = 5,8^\circ\text{C}$ )

Precipitación media anual (mm) ( $P = 1083$  mm)

Altitud ( $h = 510$  m)

Índice de aridez (número de meses en que  $P < 2T$ ), siendo  $T$  la temperatura media anual en  $^\circ\text{C}$ . En nuestro caso son 2 meses.

Con estos valores, según Carballeira *et al.* (1983) nos encontramos en la subregión fitoclimática *Mediterránea subhúmeda de tendencia centroeuropea*.

#### 3.1.4.7 Clasificación climática de Papadakis. Periodo de heladas

La clasificación de Papadakis caracteriza el clima desde un punto de vista agroecológico. Para ello utiliza los valores extremos de las variables climáticas como factores limitantes en la distribución de distintos cultivos, a diferencia de la mayoría de las clasificaciones que utilizan valores medios.

Según esta clasificación, la parcela objeto de estudio se encuentra en una zona caracterizada por un invierno tipo *Avena cálido*, un verano tipo *Maíz*, con un régimen térmico del tipo *Templado cálido* y un régimen de humedad del tipo *Húmedo*. A partir de los regímenes térmicos y de humedad, podemos decir que nos encontramos en una zona que presenta un clima tipo *Templado cálido*, que resulta adecuado para el desarrollo del trébol, raigrases, dactilo, festucas, bromos y agrostis, entre otras especies pratenses.



#### Periodo de heladas:

Las estadísticas climatológicas de los últimos 30 años muestran que hay un periodo de cuatro meses al año en los que nunca se han registrado heladas, que son junio, julio, agosto y septiembre. Según Carballeira *et al.* (1983), el número medio de días libres de heladas ( $n'$ ) puede calcularse según la expresión siguiente:

$$n' = 193,11 + 23,16 T_{mf}$$

Donde  $T_{mf}$  es la temperatura media de las mínimas del mes más frío en °C.

En nuestro caso serían 220 días. Las fechas que delimitan el periodo libre de heladas se obtienen por interpolación gráfica (Carballeira *et al.*, 1983). En nuestro caso, la fecha de la última helada probable sería el 31 de marzo y la de la primera el 9 de noviembre, con un error de  $\pm 3$  días.

#### **3.1.4.8 Caracterización climática durante los años del ensayo**

En la figura 20 se representan los diagramas ombrotérmicos de Gaussen correspondientes al conjunto de los años 2001, 2002 y 2003, indicándose las temperaturas y precipitaciones medias mensuales para el conjunto de esos años, además de las medias de los últimos 30 años. En el período 2001-2003 se han realizado los trabajos de campo correspondientes a esta memoria doctoral.

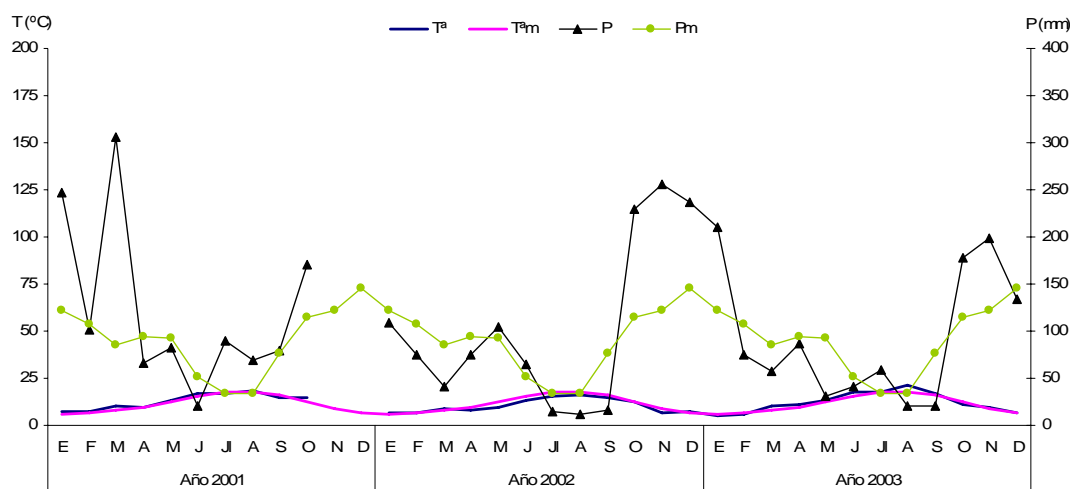


Figura 20. Diagrama ombrotérmico del área de estudio en 2001, 2002 y 2003 y media de los últimos 30 años.  $T^a$ : temperatura media mensual (°C) del conjunto de los años 2001, 2002 y 2003.  $T^am$ : temperatura media mensual (°C) de los últimos 30 años.  $P$ : precipitación media mensual (mm) de 001, 2002 y 2003.  $Pm$ : Precipitación media mensual (mm) de los últimos 30 años.

Los años 2001 y 2002 fueron los más húmedos del período de estudio, con una precipitación anual superior a 1230 mm, mientras que en 2003 fue de unos 1110 mm. En el año 2001 en los meses de enero y marzo la precipitación superó los 240 mm, y en el 2002 se superó esa precipitación en cada uno de los tres últimos meses del año. En 2003 la precipitación máxima mensual se registró en enero, superando los 210 mm. Si comparamos la lluvia caída durante los

ocho primeros meses de cada año se observa que en 2001 se recogieron 992 mm, cifra que se reduce en 2002 hasta 497 mm y en 2003 hasta 580 mm, valores sensiblemente menores a la precipitación media entre enero y agosto en los últimos 30 años (620 mm).

En verano de 2001 se observó un período de sequía en junio (16 mm), que no conllevó importantes limitaciones en el crecimiento de la vegetación, porque tanto en el mes de mayo como en el de julio se superaron los 70 mm de precipitación. En los años 2002 y 2003 el período de sequía fue mayor, no superando las precipitaciones mensuales los 16 mm durante los meses estivales en el primer año y los 25 mm durante los meses de agosto y septiembre en el segundo.

En general, el comportamiento de la temperatura a lo largo de los años de estudio fue similar a la temperatura media de los últimos 30 años, siendo la temperatura media anual 10,8 °C, 10,4 °C y 11,1 °C en los años 2001, 2002 y 2003 respectivamente.

La temperatura media de las máximas mensuales registrada en los años de estudio se alcanza en el mes de agosto, oscilando entre 17-21 °C, mientras que la temperatura media de las mínimas mensuales se registró en el mes diciembre en el año 2001 (2,6 °C) y en enero durante los años 2002 y 2003 (6,6 y 5,4 °C, respectivamente), limitando el desarrollo vegetal por el frío (Carballeira *et al.*, 1983).

Durante el período de estudio, al igual que sucedió en muchas zonas de Galicia, se registraron en el área de estudio sequías estivales que provocaron una limitación en el desarrollo vegetal, limitación que también se produjo durante el invierno debido en este caso a las bajas temperaturas.

### 3.1.5 Estudio previo de la vegetación

La zona de estudio se localiza en la Región Eurosiberiana, Subregión Atlántico-Medioeuropea, Superprovincia Atlántica, Provincia Cantabroatlántica, Subprovincia Astur-Galaica, Sector Galaico-Asturiano. Asimismo, se encuentra dentro del piso bioclimático *montano* y dentro de éste la serie de vegetación dentro de la que se encuadra la zona sería “Serie montana galaico-portuguesa acidófila del roble o *Quercus robur*” (*Vaccinio myrtilli-Querceto roboris-sigmatum*).

El ensayo se estableció en una repoblación forestal de *Pinus radiata* D. Don.

En el sotobosque de la repoblación dominaban especies de matorral, como *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk. in Willk. & Lange, *Cytisus scoparius* (L.) Link, *Cytisus striatus* (Hill) Rothm., *Erica umbellata* L., *Erica cinerea* L., *Ulex sp.* y herbáceas, la mayoría pertenecientes a la familia *Poaceae*, como *Agrostis* spp., *Anthoxanthum odoratum* L., *Festuca rubra* Schreb., *Holcus lanatus* L., *Holcus mollis* L. y *Pseudarrhenatherum longifolium* Thore (Rouy), junto con herbáceas de otras familias como *Rumex acetosella* L. y *Juncus buffonius*

L. La mayor parte de las especies herbáceas citadas son frecuentes en los pastizales naturales gallegos, sobre suelos y con reducida disponibilidad de elementos nutritivos.

## 3.2. ESTABLECIMIENTO DEL ENSAYO

### 3.2.1 Tratamientos

El ensayo se inició en 1997, en un terreno repoblado con *Pinus radiata* D. Don de 5 años de edad, con una altura media de 2,15 m y un diámetro basal de 5,19 cm, establecida con un marco de plantación de tres por dos metros, lo que representa una densidad de 1667 pies ha<sup>-1</sup>.

En octubre de ese año se procedió al desbroce del matorral existente, con una desbrozadora de cadenas, realizando seguidamente un fresado, procediendo luego a la instalación de las parcelas.

Se establecieron parcelas de 96 m<sup>2</sup>, delimitadas por las líneas de plantación, que incluían en total 25 árboles dispuestos en un rectángulo de 5 x 5 árboles (12 x 8 m, al ser el marco de plantación 3 x 2 m). El diseño estadístico empleado fue de bloques al azar con tres réplicas. Las parcelas se eligieron intentando evitar en lo posible las marras en el arbolado, por lo que están distribuidas por toda la finca.

Los tratamientos de fertilización y enmienda consistieron en el aporte combinado de dos dosis de cal con cinco tipos de fertilización.

Así, en octubre de 1997, en la mitad de las parcelas establecidas se realizó un encalado con una dosis de 2,5 t ha<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, y en todas las parcelas se aplicó una fertilización con 120 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y 200 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, procediendo posteriormente a la siembra con la siguiente mezcla de especies pratenses: 25 kg ha<sup>-1</sup> de *Lolium perenne* L. cv “Brigantia”, 10 kg ha<sup>-1</sup> de *Dactylis glomerata* L. cv “Artabro” y 4 kg ha<sup>-1</sup> de *Trifolium repens* L. cv “Huia”.

En la primavera de 1998, en las parcelas encaladas y en las no encaladas se establecieron diferentes tratamientos de fertilización (tabla 12) que consistieron en la aplicación en cobertera de tres dosis de lodos de depuradora urbana: baja (LB), media (LM) y alta (LA), que equivalían al aporte de 160, 320 y 480 kg N total ha<sup>-1</sup> y año respectivamente, además de un tratamiento control de no fertilización (NF). El cálculo de las dosis de lodo de depuradora empleadas se basan en su contenido en nitrógeno, considerándose que aproximadamente entre el 20-25% del mismo se mineraliza en el primer año (Serna y Pomares, 1992; EPA, 1994).

En las parcelas no encaladas inicialmente se instaló un tratamiento adicional (MIN), consistente en la aplicación de 500 kg ha<sup>-1</sup> del complejo 8:24:16, tratamiento que equivaldría a la fertilización aplicada tradicionalmente en la zona en praderas.

Los tratamientos de fertilización con lodo se repitieron en marzo de 1999 y 2000 (tabla 12).

Tratamiento	kg ha <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	kg ha <sup>-1</sup> K <sub>2</sub> O	t ha <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub>	N-lodo (kg ha <sup>-1</sup> año)			8:24:16 aplicado (kg ha <sup>-1</sup> año)						
	1997			1998	1999	2000	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
NF	120	200	0,0	0	0	0					0	0	0
LB	120	200	0,0	160	160	160					250	250	250
LM	120	200	0,0	320	320	320					250	250	250
LA	120	200	0,0	480	480	480					250	250	250
NF + cal	120	200	2,5	0	0	0					0	0	0
LB + cal	120	200	2,5	160	160	160					250	250	250
LM + cal	120	200	2,5	320	320	320					250	250	250
LA + cal	120	200	2,5	480	480	480					250	250	250
MIN	120	200	0,0	0	0	0	500	500	500	500	500	500	500

Tabla 12. Evolución cronológica de los tratamientos aplicados. NF: no fertilización; LB: dosis baja de lodo (160 kg N ha<sup>-1</sup>); LM: dosis media de lodo (320 kg N ha<sup>-1</sup>); LA: dosis alta de lodo (480 kg N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg 8:24:16 ha<sup>-1</sup>; Cal: 250 t CaCO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>.

La disposición de los bloques, parcelas y tratamientos se reflejan en la figura 21.

La investigación correspondiente a esta tesis se centra en la evaluación del efecto residual de estos aportes previos de lodo en distintos parámetros de suelo, fitomasa aérea y arbolado en los años 2001, 2002 y 2003.

Para evaluar el efecto residual del aporte de los lodos se procedió a efectuar durante los años 2001, 2002 y 2003 el mismo tratamiento a todas las parcelas fertilizadas con lodo, consistente en el aporte de 250 kg ha<sup>-1</sup> de complejo 8:24:16, aplicándose durante esos años una dosis de 500 kg ha<sup>-1</sup> del mismo abono complejo en el tratamiento MIN (tabla 12).

A modo de resumen, en la tabla 13 se detalla el calendario del establecimiento del ensayo y de los diferentes tratamientos de fertilización llevados a cabo durante los años que duró el mismo.

Año	Mes	Actuaciones
1997	Octubre	Desbroce y fresado. Señalización de parcelas. Aplicación de 120 kg ha <sup>-1</sup> de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> y 200 kg ha <sup>-1</sup> de K <sub>2</sub> O. Siembra. Adición de 2,5 t ha <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> en las parcelas encaladas.
1998	Mayo	1ª Aplicación de lodos de depuradora (tratamientos LB, LM y LA). 1ª Adición de 500 kg ha <sup>-1</sup> de 8.24:16 (tratamiento MIN).
1999	Marzo	2ª Aplicación de lodos de depuradora (tratamientos LB, LM y LA). 2ª Adición de 500 kg ha <sup>-1</sup> de 8.24:16 (tratamiento MIN).
2000	Marzo	3ª Aplicación de lodos de depuradora (tratamientos LB, LM y LA). 3ª Adición de 500 kg ha <sup>-1</sup> de 8.24:16 (tratamiento MIN).
2001	Abril	1ª Fertilización inorgánica con 250 kg ha <sup>-1</sup> de 8:24:16 en las parcelas con tratamiento LB, LM, LA y 500 kg ha <sup>-1</sup> en el tratamiento MIN.
2002	Abril	2ª Fertilización inorgánica con 250 kg ha <sup>-1</sup> de 8:24:16 en las parcelas con tratamiento LB, LM, LA y 500 kg ha <sup>-1</sup> en el tratamiento MIN.
2003	Abril	3ª Fertilización inorgánica con 250 kg ha <sup>-1</sup> de 8:24:16 en las parcelas con tratamiento LB, LM, LA y 500 kg ha <sup>-1</sup> en el tratamiento MIN.

Tabla 13. Calendario de instalación del ensayo y fertilizaciones desde 1997 hasta 2003.

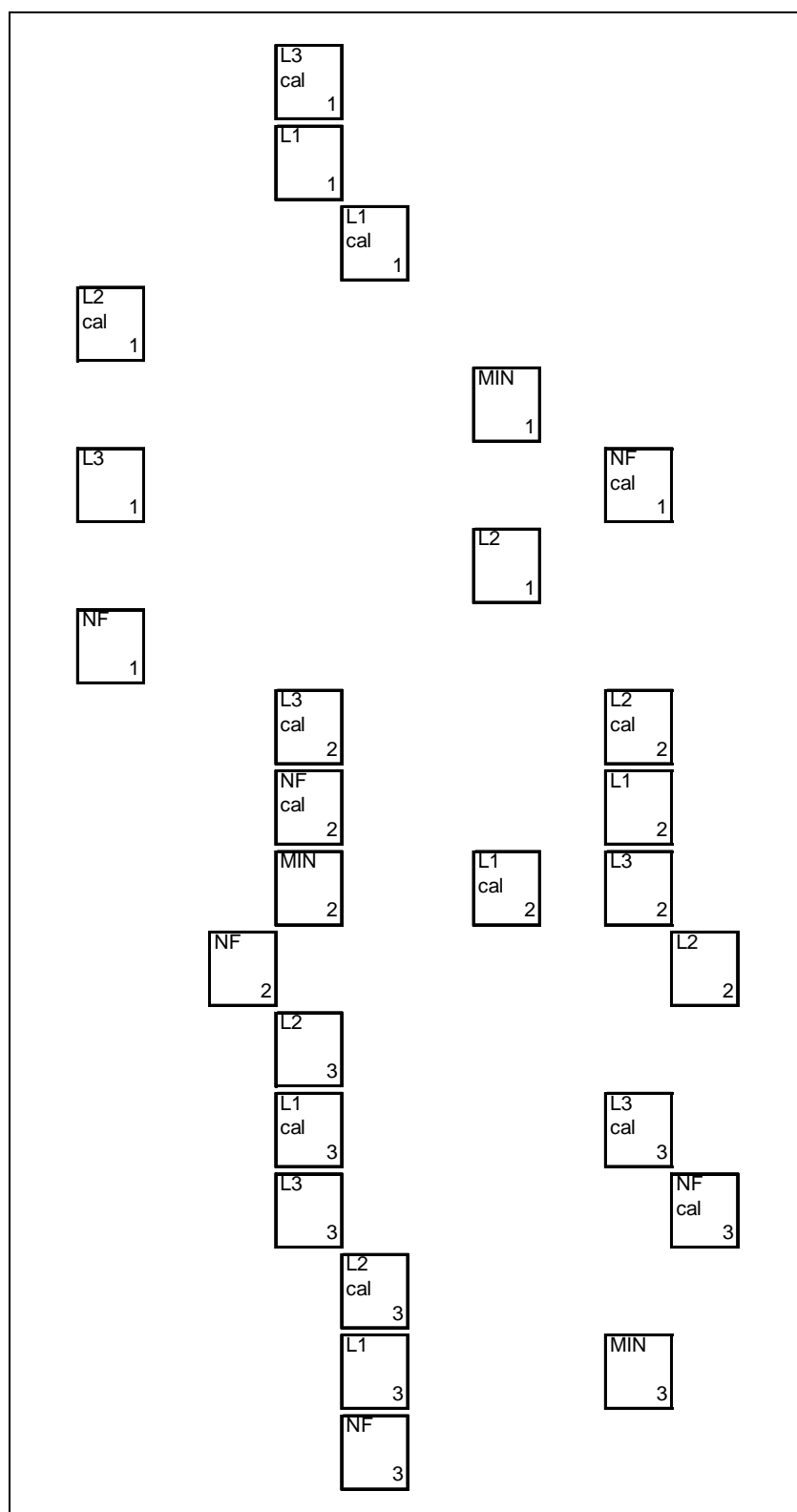


Figura 21. Distribución espacial de las parcelas y de los tratamientos. NF: no fertilización; L1: dosis baja de lodo (0,16 t N/ha); L2: dosis media de lodo (0,32 t N/ha); L3: dosis alta de lodo (0,48 t N/ha); MIN: 500 kg 8:24:16/ha; cal: 2,5 t CO<sub>3</sub>Ca/ha. 1: bloque 1; 2: bloque 2; 3: bloque 3.

### 3.2.2 Caracterización agronómica del lodo empleado

El lodo empleado como fertilizante procede de la planta depuradora de aguas residuales que la empresa Gestagua S. A. posee en la ciudad de Lugo y que procesa las aguas residuales municipales mediante digestión anaerobia.

Las tablas 14 y 15 recogen las características químicas de los lodos de depuradora empleados en los años 1998, 1999 y 2000 (López-Díaz, 2004). Todos los valores de metales pesados se encuentran muy por debajo del límite máximo establecido legalmente para la aplicación de lodos de depuradora en suelos con pH inferior a 7 (R.D. 1310/1990) (tabla 3b, pág. 74), por lo que el lodo empleado presentaba buenas características para su empleo como fertilizante orgánico.

Años	pH	C/N	MS	MO	N	P	K	Ca	Mg	Na
1998	6,94	8,85	25,0	49,00	3,21	0,93	0,25	0,67	0,54	0,08
1999	6,94	7,09	25,0	39,25	3,21	0,52	0,25	0,69	0,43	0,20
2000	6,94	6,05	23,4	44,12	4,23	1,65	0,26	0,65	0,65	0,14

Tabla 14. pH en agua, relación C/N y contenido (%) de materia seca (MS), materia orgánica (MO), N, P, K, Ca, Mg y Na de los lodos de depuradora empleados en los años 1998, 1999 y 2000.

Años	Fe	Zn	Cu	Mn	Pb	Cr	Ni	Hg	Cd
1998	19.500	821	244	228	203,0	39	21	1,5	5,0
1999	16.141	746	154	164	94,7	141	30	1,5	1,0
2000	22.942	1320	241	292	184,0	74	49	1,5	1,5

Tabla 15. Contenido de Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, Hg y Cd (mg/kg) de los lodos de depuradora empleados en los años 1998, 1999 y 2000.

## 3.3. MEDICIONES Y MUESTREOS

### 3.3.1 Muestras de suelo

Se realizaron cinco muestreos de suelo, dos en el año 2001 (agosto y diciembre), dos en el año 2002 (julio y diciembre) y uno en el año 2003 (diciembre).

Las muestras de suelo fueron tomadas a 5 y 25 cm de profundidad. En el primer caso se empleó un “sacatacos” de fabricación propia, consistente EN la unión en forma de T de dos tubos de hierro de 1,5 cm de diámetro huecos en su interior, finalizando el pie de la T en un cilindro hueco y sin base de 5,1 cm de diámetro y 5 cm de profundidad. En la parte interior de dicho cilindro existe un placa de hierro que se encuentra unida a un empujador que se localiza en la zona superior de la T. Dicha placa es de diámetro ligeramente inferior al del cilindro, para que, una vez recogida la muestra de suelo, al presionar el empujador la placa se deslice por la zona interior del cilindro, facilitando la salida de la muestra de suelo del “sacatacos”.

Las muestras de suelo a 25 cm (R.D. 1310/90) se obtuvieron mediante una barrena de la marca Eijkelkamp y modelo “Edelman para suelo diverso”, de 4 cm de diámetro.

En cada muestra, tanto las más superficiales (5 cm) como las profundas (25 cm), se tomó suelo procedente de cuatro puntos elegidos al azar dentro de cada parcela, recorriendo ésta en zig zag.

El muestreo más superficial tenía como fin conocer el efecto de la aplicación del lodo de depuradora en las características químicas del suelo a la profundidad en la que se concentran una parte importante de las raíces de las especies pratenses, sobre todo de las gramíneas, y porque durante los años previos a este estudio se comprobó que se producía un gradiente diferenciado en el contenido de metales y cationes en el suelo en función de la profundidad del mismo (López-Díaz, 2004). Además, según Barbarick *et al.* (1998) y Berti y Jacobs (1998), los metales pesados aportados con los lodos no descienden prácticamente en profundidad en el suelo, como mucho unos 10.

El muestreo realizado a 25 cm es el que establece la legislación española relativa a la aplicación de lodos de depuradora en tierras agrarias (R.D. 1310/1990), para determinar si, por el contenido de metales pesados en el suelo, éste es apto para el empleo de residuos orgánicos como fertilizante.

### 3.3.2 Mediciones del arbolado

Durante el período de estudio se realizaron dos mediciones del arbolado (enero 2001 y diciembre de 2003), y disponemos además de las mediciones realizadas cuando se estableció el ensayo (1998) y una vez finalizada la aplicación de lodo (año 2000) (López Díaz, 2004). Hay que tener presente que se realizó una poda baja a finales del año 2002.

En cada medición se tomaron datos de la altura total de cada árbol, mediante pértega telescópica, y del diámetro normal (a 1,30 m de altura), para lo que se empleó una forcípula (dos mediciones perpendiculares).

En el análisis de estos datos se desecharon los correspondientes a los 16 árboles periféricos de cada parcela, para evitar el efecto borde, por lo que en cada unidad experimental se utilizaron los datos de altura y diámetro de los nueve árboles interiores.

### 3.3.3 Muestreos de fitomasa

Los muestreos de fitomasa se realizaron en los meses de mayo, junio y noviembre de los años 2001, 2002 y 2003, nueve muestreos en total. El aprovechamiento de la fitomasa de las parcelas se realizó mediante siega, cuando alcanzaba una altura aproximada de 20 cm. En cada uno de los cortes se realizó un muestreo previo, para lo cual se tomaron cuatro muestras de fitomasa al azar en cada una de las parcelas, de 0,3 x 0,3 m (0,09 m<sup>2</sup>) cada una, empleando cizallas manuales a pilas de la marca Outils Wolf modelo SP 75 para realizar el corte.

### **3.4. DETERMINACIONES EN LABORATORIO**

Tanto las muestras de suelo como las de fitomasa aérea se llevaron al laboratorio, donde se realizaron los estudios y análisis que se detallan a continuación.

#### **3.4.1 Suelo**

Las muestras de suelo recogidas se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de luz 2 mm, para posteriormente realizar una molienda de las mismas con un mortero de ágata (Gutián y Carballás, 1976).

##### **3.4.1.1 pH**

La determinación del pH de las muestras se realizó tanto en agua como en KCl 0,1 M. En ambos casos, la relación entre el peso del suelo y el volumen del reactivo empleado fue de 1:2,5, dejando un tiempo de reacción de 10 minutos y 2 horas, respectivamente (Gutián y Carballás, 1976). La lectura se realizó con un pHmetro con un electrodo de vidrio y calomelano, de la marca Crison y modelo GLP 21.

##### **3.4.1.2 Nitrógeno total**

El nitrógeno total del suelo se analizó por colorimetría con un autoanalizador TRAACS-800+, mediante el método nº US-786-86 A de Bran+Luebbe, después de una digestión microkjeldahl (Castro *et al.*, 1990). Este método colorimétrico se basa en la formación de salicilato amónico, que es de color verde esmeralda y se lee a 660 nm, a partir de amoníaco, salicilato sódico, sodionitroprusiano e hipoclorito en un medio alcalino tamponado a pH 12,9-13,1.

##### **3.4.1.3 Fósforo total**

La determinación del contenido de fósforo total en el suelo se realizó a partir de la misma digestión microkjeldahl del nitrógeno, y con el mismo autoanalizador, a través del método nº UD-787-86 (multitest) de Bran Luebbe (Castro *et al.*, 1990). El fósforo se convierte en ácido ortofosfórico por hidrólisis con ácido sulfúrico. Se desarrolla un color azul por la reacción del ortofosfato, el ión molibdato y el antimonio, seguida de una reducción con ácido ascórbico a pH ácido. El complejo fosfo-molibdeno se lee a 600 nm.

##### **3.4.1.4 Carbono total**

Fue determinado mediante un analizador de macromuestra de la marca LECO y modelo CNS-2000, basado en la combustión dinámica de la muestra, seguida de la reducción de los gases formados para, posteriormente, pasar por un sistema de triple detección (LECO, 1996).



Con el contenido de carbono y nitrógeno del suelo se calculó la relación carbono/nitrógeno, que es un indicador de la tasa de mineralización (Domínguez Vivancos, 1997).

La materia orgánica se obtiene de la multiplicación del contenido total de carbono por el factor de Van Bemmelen (1,7249) expresándose en porcentaje.

#### ***3.4.1.5. Niveles totales de potasio, calcio, magnesio, sodio***

Los contenidos totales de K, Ca, Mg y Na en el suelo se determinaron tras una digestión con ácido nítrico (NO<sub>3</sub>H) (VARIAN, 1989), en un microondas de la marca CEM y modelo MDS-2000, que permite controlar la presión.

Las cantidades totales se midieron con el espectrofotómetro VARIAN 220FS. En el caso de K y Na por emisión atómica, mientras que para Ca y Mg se empleó absorción, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN, 1989).

#### ***3.4.1.6 Niveles totales y disponibles (potasio, calcio, magnesio, sodio y aluminio) según el método del cloruro bórico***

Los cationes disponibles según el método del cloruro bórico se analizaron tras realizar una extracción en BaCl<sub>2</sub> 0,6 N (Gutián y Carballás, 1976).

Al igual que en el caso de los niveles totales, la concentración de K, Ca, Mg y Na se midió con el espectrofotómetro VARIAN 220FS. En el caso de K y Na por emisión atómica, mientras que para Ca y Mg se empleó absorción, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN, 1989).

Para estimar la concentración de aluminio se realizó una valoración con NaOH 0,01 N, utilizando como indicador fenolftaleína al 1% en solución alcohólica (Gutián y Carballás, 1976).

La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) se calculó como la suma del K, Na, Mg, Ca y Al de cambio. El peso de cada uno de los componentes de la CICE se estimó en función de los porcentajes de dichos cationes cambiables con respecto a la CICE total.

#### ***3.4.1.7 Elementos disponibles según el método Mehlich 3***

La presencia de fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, zinc, cobre, manganeso, plomo, cromo, níquel y cadmio que se encontraban en forma asimilable en el suelo se determinó mediante una extracción con Melich 3 (Melich, 1985).

Las mediciones de los contenidos asimilables se realizaron mediante emisión y absorción atómica con un espectrofotómetro de la marca VARIAN, modelo 220FS, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN, 1989).

#### **3.4.1.8 Microelementos y metales pesados totales.**

La concentración total de hierro, zinc, cobre, manganeso, plomo, cromo, níquel, cadmio y plomo en el suelo se determinó, tras digestión con ácido nítrico ( $\text{NO}_3\text{H}$ ) (CEM, 1994), en un microondas marca CEM y modelo MDS-2000.

Las mediciones de los contenidos totales de hierro, zinc, cobre, manganeso, plomo, cromo, níquel, cadmio al igual que en el caso anterior, se realizaron mediante absorción atómica con un espectrofotómetro de la marca VARIAN, modelo 220FS, según la metodología propuesta por el fabricante (VARIAN, 1989).

En el caso del plomo, los contenidos totales se midieron empleando un espectrofotómetro de absorción atómica modelo Perkin-Elmer FIMS 400, empleando la técnica del vapor frío (FIAS) (Perkin-Elmer, 1977).

### **3.4.2 Fitomasa aérea**

En el laboratorio, en dos de las cuatro muestras de fitomasa aérea tomadas en cada parcela en cada muestreo se realizó una separación manual de todas las especies presentes, así como del material senescente y acículas, para determinar la proporción en peso, así como los índices de abundancia. A continuación, todas las muestras se secaron en una estufa a  $60^\circ\text{C}$  durante 48 horas.

Con posterioridad, se pesaron todas las muestras, con el fin de determinar el contenido en materia seca. Las muestras en las que no se hizo separación botánica se molieron, para la realización de los análisis químicos.

#### **3.4.2.1 Composición botánica**

La composición botánica se determinó para cada uno de los tratamientos en todos los muestreos realizados. Se estimó el peso seco de cada una de las especies y la proporción que representa sobre el peso seco total de la muestra, sin considerar el peso seco del material senescente ni de las acículas.

#### **3.4.2.2 Producción**

El cálculo de la producción por corte para cada tratamiento se realizó extrapolando los datos obtenidos en las muestras tomadas en campo ( $0,09 \text{ m}^2$ ) a una superficie de 1 ha, separando el pasto, el material senescente y las acículas, tomando como referencia la producción de material senescente y acículas obtenida en la separación botánica para cada tratamiento.

La suma de las fracciones (pasto, material senescente y acículas) de forma separada a lo largo de los tres cortes realizados cada año, se emplea para conocer la producción total anual de cada tratamiento.

#### **3.4.2.3 Biodiversidad**

La evolución de la biodiversidad de la flora vascular se estimó en base al número de especies presentes en cada tratamiento en cada uno de los años (biodiversidad alfa), y a los diagramas de abundancia (Magurran, 1989).

#### **3.4.2.4 Proteína bruta**

La concentración de proteína bruta de la fitomasa se calculó multiplicando la de nitrógeno por 6,25 (Whitehead, 1995). El contenido de nitrógeno de las muestras de fitomasa se determinó por colorimetría con un autoanalizador TRAACS-800+, mediante el método n° US-786-86 A de Bran+Luebbe, comentado en el apartado de suelo, después de una digestión microkjeldahl (Castro *et al.*, 1990).

#### **3.4.2.5. Fósforo**

A partir de la digestión microkjeldahl mencionada anteriormente (Castro *et al.*, 1990) se procedió a analizar el fósforo también por colorimetría, para lo que se empleó un autoanalizador TRAACS-800+, utilizando el método US-787-86 (multitest) de Bran+Luebbe (Castro *et al.*, 1990), que es el mismo que se empleó en el análisis del fósforo total del suelo.

#### **3.4.2.6 Macronutrientes totales**

Para el análisis de los macronutrientes totales (K, Na, Ca, Mg) en la fitomasa aérea se empleó la misma digestión microkjeldahl ya citada (Castro *et al.*, 1990). El potasio y el sodio se determinaron por medio de espectrofotometría de emisión atómica, mientras que para Ca y Mg se empleó la de absorción atómica. Los cuatro elementos se midieron con un espectrofotómetro VARIAN 220FS según el método propuesto por el fabricante (VARIAN, 1989).

#### **3.4.2.7 Microelementos y metales pesados**

La determinación de Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, y Cd se realizó tras una digestión con ácido nítrico en vasos cerrados a una presión controlada en un microondas CEM MDS-2000 (CEM, 1994).

La medición se llevó a cabo mediante espectrofotometría de absorción atómica. En todos los casos se empleó un espectrofotómetro VARIAN 220FS, siguiendo la metodología indicada por el fabricante (VARIAN, 1989).

### 3.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

En este apartado se explican las herramientas estadísticas que fueron empleadas en el análisis de los datos obtenidos.

Los resultados fueron tratados estadísticamente mediante análisis de varianza (ANOVA) y las medias separadas mediante el test de las diferencias mínimas significativas (LSD); para ello se empleó el paquete estadístico SAS (SAS, 2001).

#### 3.5.1 Diseño experimental

El diseño utilizado en este ensayo fue de bloques aleatorizados, con tres bloques, instalándose en cada uno las diferentes unidades experimentales, en las cuales se distribuyeron de forma aleatoria los diferentes tratamientos.

#### 3.5.2 Modelos matemáticos

El modelo matemático describirá la dependencia de la variable respuesta con respecto a los tratamientos.

Las variables estudiadas fueron las siguientes:

##### 3.5.2.1 En suelo

Tanto a 5 como a 25 cm de profundidad: pH en agua y en KCl, materia orgánica, N total, C total, relación carbono/nitrógeno, P total, elementos cambiables (K, Na, Ca, Mg y Al), capacidad de intercambio catiónico efectiva (suma de K, Ca, Mg, Na y Al de cambio), porcentaje de saturación de bases (K, Na, Ca, Mg y Al) en el complejo de cambio, elementos asimilables (P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni, y Cd) y elementos totales (Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni y Cd).

En todos los casos, los resultados se expresaron respecto al suelo seco.

El modelo estadístico empleado en las dos profundidades de suelo estudiadas fue:

$$Y_{ijklm} = \mu + B_i + M_j + A_k + C_l + F_m + \varepsilon_{ijklm}$$

Siendo  $\mu$ : la media de la variable,  $B_i$ : bloque,  $M_j$ : muestreo,  $A_k$ : año,  $C_l$ : cal,  $F_m$ : fertilización,  $\varepsilon_{ijklm}$ : error

##### 3.5.2.2 En arbolado

En las mediciones realizadas en los años 2001 y 2003 se evaluó la altura total del arbolado, el diámetro normal y los incrementos de ambas variables entre las dos mediciones realizadas.

El modelo estadístico empleado fue:

$$Y_{ijkl} = \mu + B_i + A_j + C_k + F_l + \varepsilon_{ijkl}$$

Siendo  $\mu$ : la media de la variable,  $B_i$ : bloque,  $A_j$ : año,  $C_k$ : cal,  $F_l$ : fertilización,  $\varepsilon_{ijkl}$ : error

### **3.5.2.3. En fitomasa aérea**

Producción, composición botánica, material senescente, acículas, biodiversidad, proteína bruta, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Zn, Cu, Mn, Pb, Cr, Ni y Cd. Estas variables se refirieron a la materia seca.

El modelo estadístico empleado fue:

$$Y_{ijklm} = \mu + B_i + M_j + A_k + C_l + F_m + \varepsilon_{ijklm}$$

Siendo  $\mu$ : la media de la variable,  $B_i$ : bloque,  $M_j$ : muestreo,  $A_k$ : año,  $C_l$ : cal,  $F_m$ : fertilización,  $\varepsilon_{ijklm}$ : error

#### **IV. RESULTADOS**

## 4.1 pH

El pH actual del suelo en agua y KCl, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), al inicio de la experiencia (diciembre 2000) y su evolución en los muestreos realizados durante el período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados se muestran en las figuras 22 y 23, respectivamente.

El análisis de varianza realizado para evaluar el efecto de los tratamientos sobre el pH actual (pH en agua) y potencial (pH en KCl), a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, y muestra un efecto significativo de los tratamientos fertilización y encalado a ambas profundidades, registrándose en el caso del pH potencial correspondiente a las muestras tomadas a 5 cm la interacción significativa fertilización\*encalado. En todos los casos hubo un efecto significativo del muestreo sobre estas dos variables, si bien superficialmente (5 cm) el pH en agua fue significativo al nivel del 8%.

Los valores de pH en agua están comprendidos entre 4 y 5,5 en las muestras tomadas superficialmente, y entre 4,1 y 5,2 cuando las muestras se tomaron a 25 cm, mientras que en el caso del pH potencial el rango se sitúa entre 3,4 y 4,8 para las muestras tomadas a 5 cm y entre 3,5 y 4,2 en el caso de las muestreadas a 25 cm, lo que indica que nos encontramos ante un suelo muy ácido. En general, el pH (agua y KCl) resultó más alto en las capas superficiales del suelo.

Si analizamos la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003 se observa que los valores de pH (en agua y KCl) se mantienen de forma más menos estable, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, registrándose una ligera reducción del mismo en el muestro realizado en el año 2003 para las muestras tomadas a 5 cm correspondientes a las parcelas fertilizadas con la dosis baja de lodo (LB). En cuanto a la variación intraanual, se observa una reducción de pH (en agua y KCl) durante los meses de verano.

En general, el aporte de cal incrementó el pH (en agua y KCl) del suelo, tanto superficialmente como en profundidad, lo que puede deberse al propio efecto de la cal. Las parcelas fertilizadas orgánicamente en los años previos al 2001 presentaron, en las dos profundidades analizadas, pHs (en agua y KCl) superiores a los registrados en las parcelas no fertilizadas (NF) y a las fertilizadas inorgánicamente (MIN), obteniéndose en general diferencias más significativas en los tratamientos sin cal.

Las parcelas que se abonaron sólo con fertilizante inorgánico (MIN) presentaron, a 5 y 25 cm de profundidad un pH en agua inferior a 4,5, mientras que el pH en KCl fue inferior a 3,6.

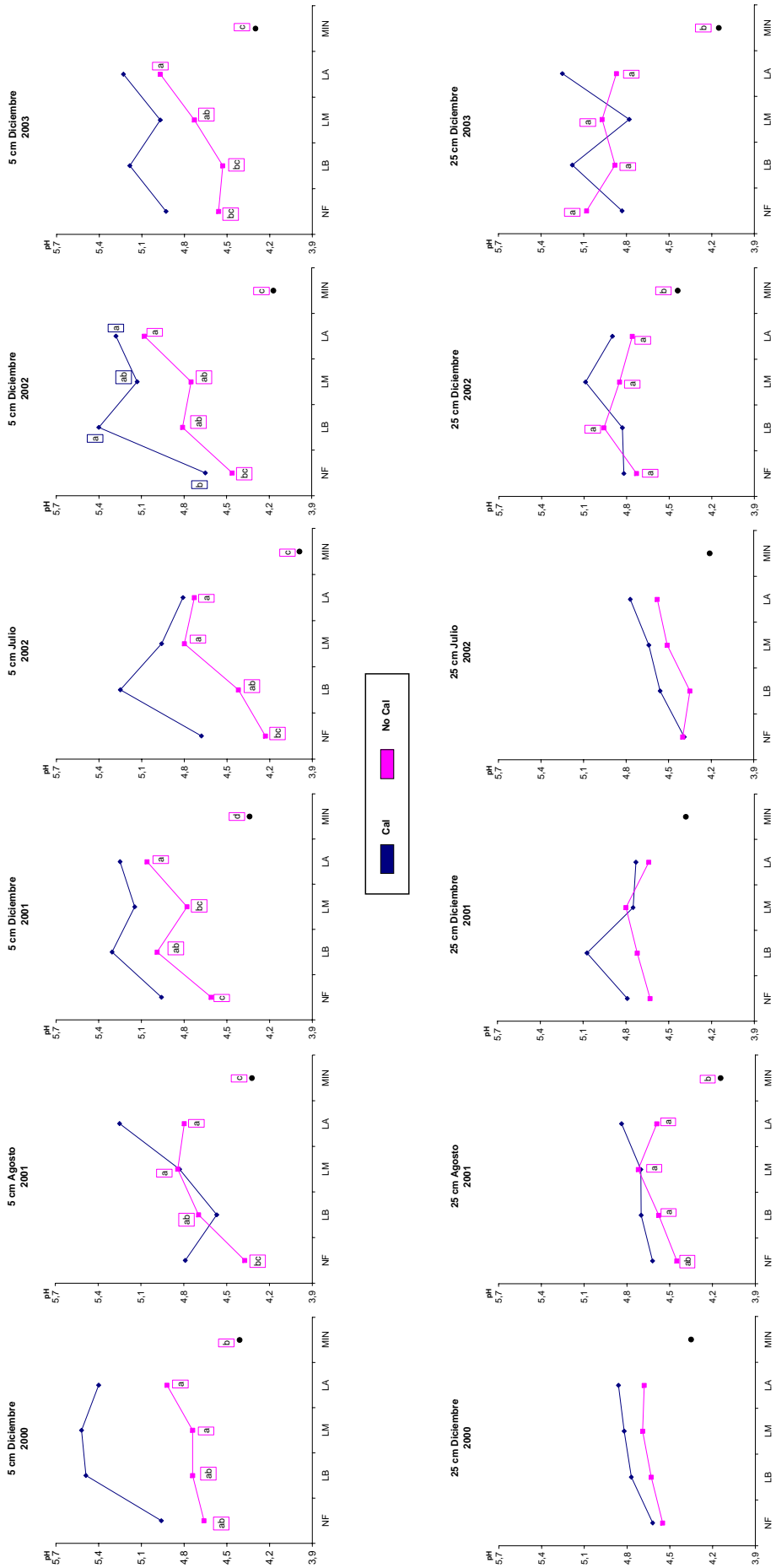


Figura 22. pH en agua del suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de fodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de fodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.



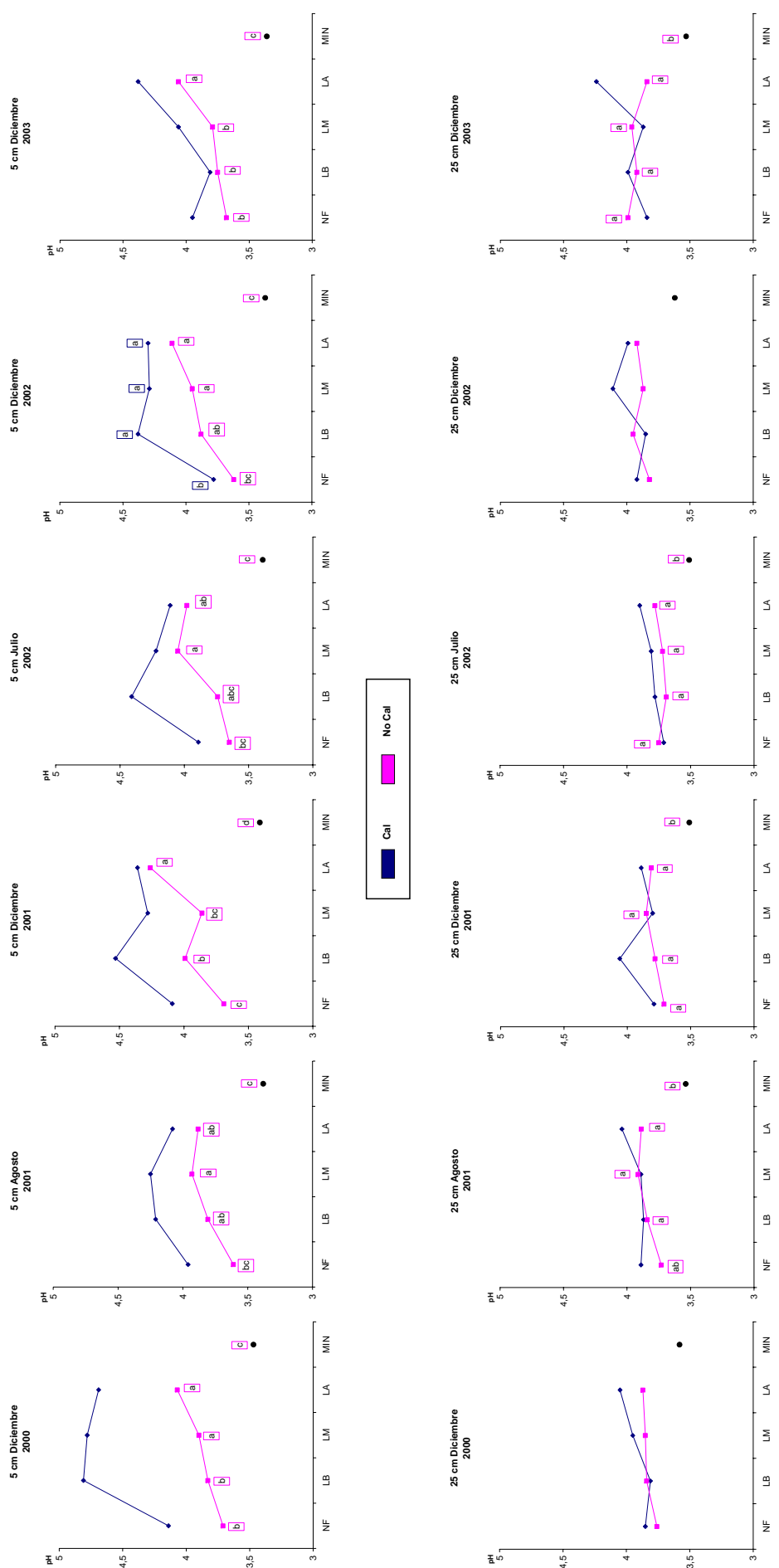


Figura 23. pH en KCl del suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## 4.2 MATERIA ORGÁNICA

Los datos correspondientes a la situación inicial (diciembre 2000), y los muestreos realizados a lo largo del período 2001-2003, tanto a 5 como a 25 cm, se pueden observar en la figura 24, en la que se representa la respuesta del contenido de materia orgánica a los diferentes tratamientos analizados en esta experiencia.

Los ANOVAs realizados para analizar los efectos de los tratamientos sobre los contenidos de materia orgánica a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) se muestran en la tabla 1 del anexo 1, de donde se desprende la interacción significativa fertilización\*encalado en las dos profundidades estudiadas.

El contenido de materia orgánica varió entre 13,4 y 20,6% para las muestras tomadas a 5 cm, y entre el 12,2 y el 16,9% para las muestras tomadas a 25 cm, siendo en todos los casos el contenido de materia orgánica mayor en las muestras más superficiales.

En cuanto a la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003), destacamos que se produjo un ligero incremento de los niveles de materia orgánica en los primeros 5 centímetros del suelo en el muestreo de diciembre de 2001 con respecto a la situación inicial (diciembre 2000), manteniéndose los niveles a lo largo de los años 2002 y 2003. Para las muestras tomadas a mayor profundidad los contenidos de materia orgánica se mantuvieron de forma más o menos estable durante todo el período analizado

En general, podemos observar que el encalado tiende a reducir el contenido de materia orgánica, sobre todo en superficie, no resultando importante el efecto a mayor profundidad. No obstante, la mineralización se potencia con el encalado cuando se emplean dosis altas de lodo, ya que en ese tratamiento se reduce en mayor medida la proporción de materia orgánica. Sin embargo, en profundidad (25 cm) para las dosis de lodo baja y media no se produce un efecto marcado del encalado.

En cuanto a los tratamientos cabe resaltar que, en general, en el tratamiento de la dosis alta de lodo sin encalado, los niveles de materia orgánica fueron significativamente superiores a los registrados en el tratamiento control, respuesta observada tanto a 5 como a 25 cm de profundidad

Los valores de materia orgánica se reducen cuando se aporta nitrógeno inorgánico como fertilizante (MIN), ya que este tratamiento provoca una mejora en la mineralización al reducir la relación C/N, aunque no se registraron diferencias significativas con respecto al resto de los tratamientos.

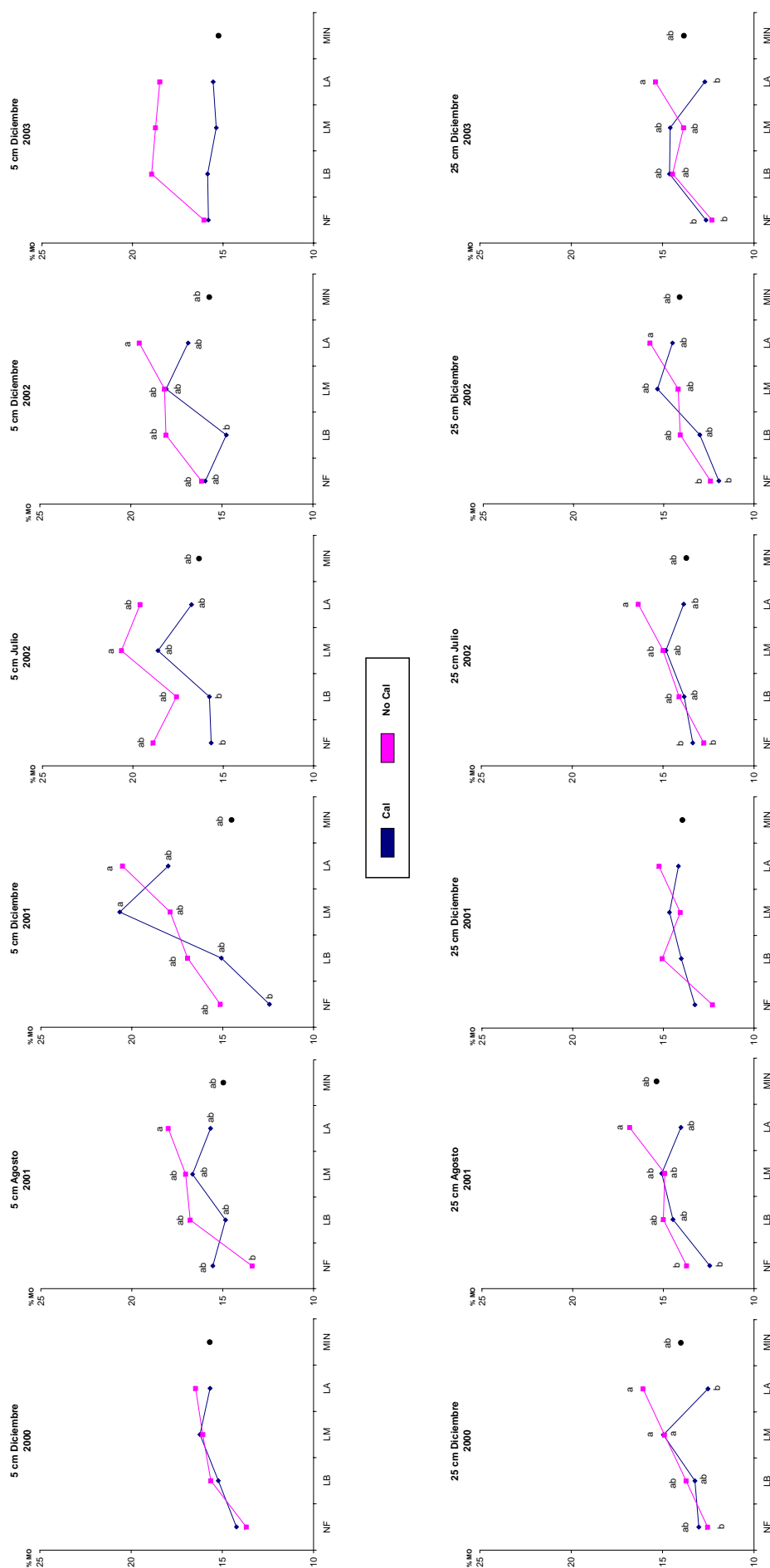


Figura 24. Proporción de materia orgánica (%MO) en el suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución de la mismadurante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización.

### 4.3 NITRÓGENO SUELO

El contenido de nitrógeno en el suelo al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como su evolución en los muestreos realizados durante el período 2001-2003, tanto a 5 como a 25 cm, como respuesta a los diferentes tratamientos realizados se muestran en la figura 25.

Los ANOVAs realizados (tabla 1, anexo 1) nos indican que se produjo una respuesta significativa a los tratamientos de fertilización, para las muestras tomadas superficialmente (5 cm), y en relación con fecha de muestreo para las dos profundidades analizadas.

El contenido de nitrógeno registrado en el suelo varía entre el 0,26 y el 0,84% en las muestras tomadas a 5 cm, mientras que en las tomadas a 25 cm el rango oscila entre el 0,21 y el 0,57%. En éstas últimas la proporción de nitrógeno es más baja debido al menor contenido de materia orgánica a esa profundidad.

Al analizar la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003), se observa un incremento del contenido de nitrógeno superficialmente (5 cm) durante el período 2001-2002, con respecto a la situación inicial (diciembre 2000), registrándose un ligero descenso en el muestreo realizado en el año 2003. En las muestras tomadas a 25 cm los niveles de nitrógeno se redujeron en el muestreo realizado en diciembre de 2001, manteniéndose más o menos estables durante el resto del período analizado.

En cuanto a la evolución intraanual, cabe destacar que en las muestras superficiales se aprecia un aumento del nitrógeno total del suelo a medida que avanza el año, mientras que en profundidad se observa el comportamiento contrario.

Como ocurría con la materia orgánica, el encalado tiende a reducir los niveles de nitrógeno total, sobre todo en los primeros centímetros del suelo, no registrándose un efecto muy marcado de este tratamiento en las muestras tomadas a 25 cm.

En general, la aplicación de fertilizante orgánico durante los años previos a este estudio incrementó los niveles de nitrógeno total en el suelo, tanto a 5 como a 25 cm, con respecto al tratamiento testigo (NF). Superficialmente (5 cm) los niveles más altos se encontraron asociados a parcelas encaladas y fertilizadas con la dosis media (LM) (2001-2003), observándose en el caso de las parcelas no encaladas la misma tendencia, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad.

En el caso del tratamiento MIN, los niveles de nitrógeno total son similares a los registrados en las parcelas testigo.

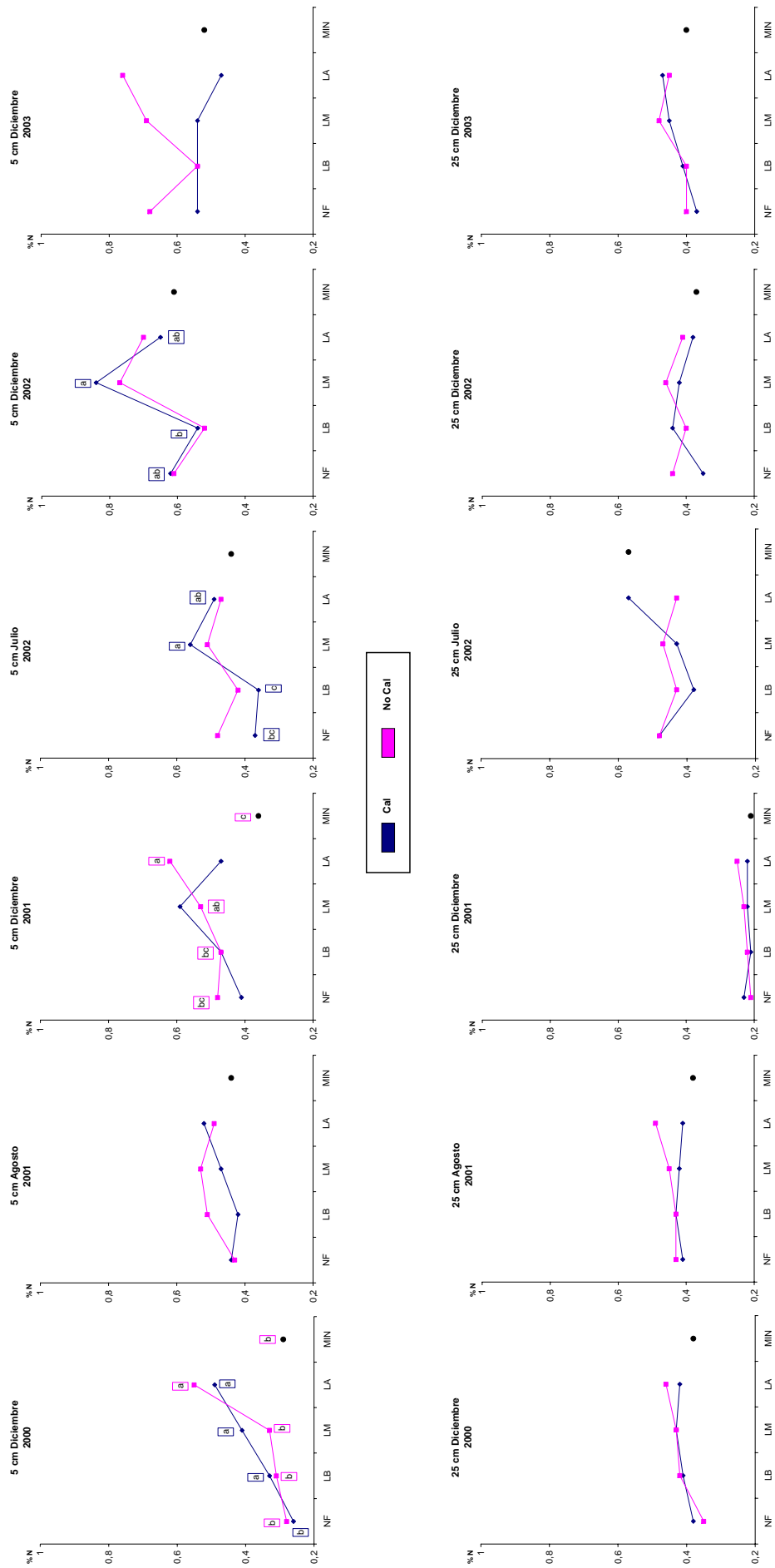


Figura 25. Contenido de nitrógeno (% N) en suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución del mismo durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

#### 4.4 RELACIÓN C/N

La relación carbono/nitrógeno (C/N) a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) al inicio de la experiencia (diciembre 2000) y su evolución en los muestreos realizados durante el período 2001-2003 en función de los tratamientos aplicados se muestran en la figura 26.

Los análisis de varianza para evaluar el efecto de los tratamientos sobre la relación C/N a 5 y a 25 cm pueden observarse en la tabla 1 del anexo 1, y muestran un efecto significativo del muestreo en el caso de las muestras tomadas a ambas profundidades, siendo también significativo el encalado en las muestras tomadas a 5 cm.

Los valores de dicha relación se encuentran comprendidos entre 12,5 y 26,6 en el caso de las muestras tomadas a 5 cm, y entre 11 y 39,1 cuando las muestras se tomaron a mayor profundidad. En nuestro caso la relación C/N es siempre superior a 10, lo que parece indicar que la descomposición de la materia orgánica presente en el suelo es lenta, debido a la escasez de nitrógeno en relación al contenido de carbono.

En cuanto a la variación interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003), cabe indicar que en superficie (5 cm) se observa una reducción progresiva de la relación C/N a medida que avanza el período de análisis (2001-2003), mientras que a 25 cm de profundidad, los valores obtenidos fueron similares a los registrados en la situación de partida (diciembre de 2000), exceptuando el muestreo de diciembre de 2001 en el que se observó un notable incremento. Por otro lado, indicar que en la evolución intraanual, no se observó un comportamiento homogéneo.

La aplicación del encalante conllevó un incremento de la relación C/N en los muestreos realizados en el año 2001, a las dos profundidades analizadas, y a 25 cm en el primer muestreo de 2002 y en 2003, respuesta que no concuerda con la obtenida superficialmente en 2002 y 2003, cuando las muestras superficiales (5 cm) correspondientes a las parcelas encaladas presentaron una relación C/N menor.

Con respecto a los tratamientos de fertilización señalaremos que se registró un efecto significativo de dichos tratamientos cuando se realizaron los ANOVA por muestreo. Así en el caso de las muestras tomadas superficialmente, en las parcelas encaladas el efecto se registró en diciembre de 2001 ( $p<0,05$ ) y julio de 2002 ( $p<0,05$ ), mientras que en las parcelas no encaladas se registró en los muestreos de diciembre de 2001 ( $p<0,05$ ), 2002 ( $p<0,05$ ) y 2003 ( $p<0,05$ ). En el caso de las muestras tomadas a 25 cm, el efecto significativo de los tratamientos se registró en julio de 2002, cuando las parcelas fueron encaladas, y en diciembre 2000 ( $p<0,05$ ), agosto 2001 ( $p<0,05$ ), diciembre 2001 ( $p<0,05$ ) y julio 2002 ( $p<0,05$ ) cuando las parcelas no se encalaron.

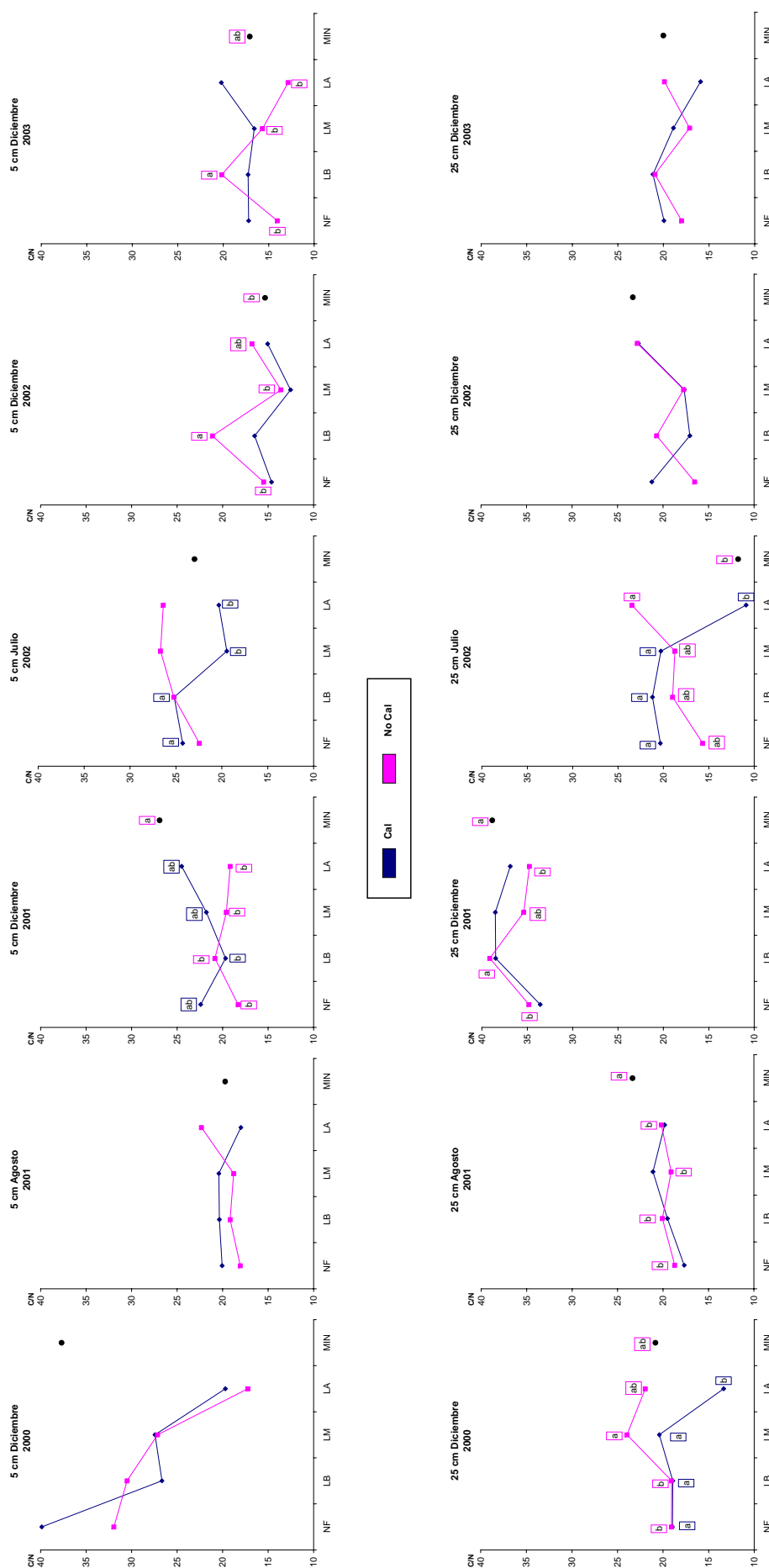


Figura 26. Relación carbono/nitrógeno (C/N) en suelo a dos profundidades (5 y 25 cm) al inicio del estudio (diciembre 2000) y evolución de la misma durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados antes de este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Por tanto, se registró una relación C/N significativamente superior en el muestreo superficial de 2001 en las parcelas encaladas a las que se les aplicó el tratamiento LA, efecto que no se mantuvo en el muestreo de julio de 2002, pues a ese tratamiento se le asociaron relaciones C/N significativamente inferiores a las correspondientes al tratamiento NF y LB; esta respuesta también se obtuvo en profundidad.

En cuanto a las parcelas no encaladas, cabe indicar que, superficialmente y en diciembre de 2001, la relación C/N más elevada se asocia al tratamiento MIN, siendo ésta significativamente superior a la obtenida en el resto de los tratamientos. En diciembre de 2002 y 2003 los valores fueron significativamente superiores en el tratamiento LB, respuesta que también se puede observar en profundidad.

### 4.5 CAPACIDAD DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EFECTIVA

La figura 27 recoge la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe), a 5 y 25 cm de profundidad del suelo, al inicio de la experiencia (diciembre 2000) y su evolución en los muestreos realizados a lo largo del período de estudio (2001-2003) según los tratamientos aplicados.

Los análisis de varianza realizados (tabla 1 anexo 1) muestran un efecto significativo de los tratamientos a ambas profundidades, registrándose en el caso de las muestras tomadas a 25 cm la interacción fertilización\*muestreo, resultando también significativa en el caso de las muestras más superficiales (5 cm) la interacción fertilización\*encalado\*muestreo.

Los valores de CICe registrados oscilan entre 4,5 y 15,7 cmol(+) kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas a 5 cm, y entre 4,3 y 10,4 cmol(+) kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se tomaron a 25 cm. Generalmente, la capacidad de intercambio catiónico efectiva resultó ser superior en los primeros centímetros del suelo, lo que puede ser debido al mayor contenido de materia orgánica en las capas más superficiales.

En cuanto a la variación interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003), cabe destacar que superficialmente (5 cm) los valores de la CICe presentan ligeros descensos en diciembre de 2001 y 2003, registrándose un incremento de la misma en el muestreo realizado en diciembre de 2002. En las muestras tomadas a 25 cm las variaciones interanuales fueron reducidas, observándose un descenso en el último muestreo del período analizado.

Si analizamos la variación intraanual, se observa que en el muestreo realizado en diciembre de 2001 la capacidad de intercambio catiónico efectiva se elevó superficialmente (5 cm) con respecto al muestreo de agosto del mismo año, comportamiento contrario al registrado en el año 2002, mientras que en profundidad (25 cm) se mantuvo estable a lo largo del año.



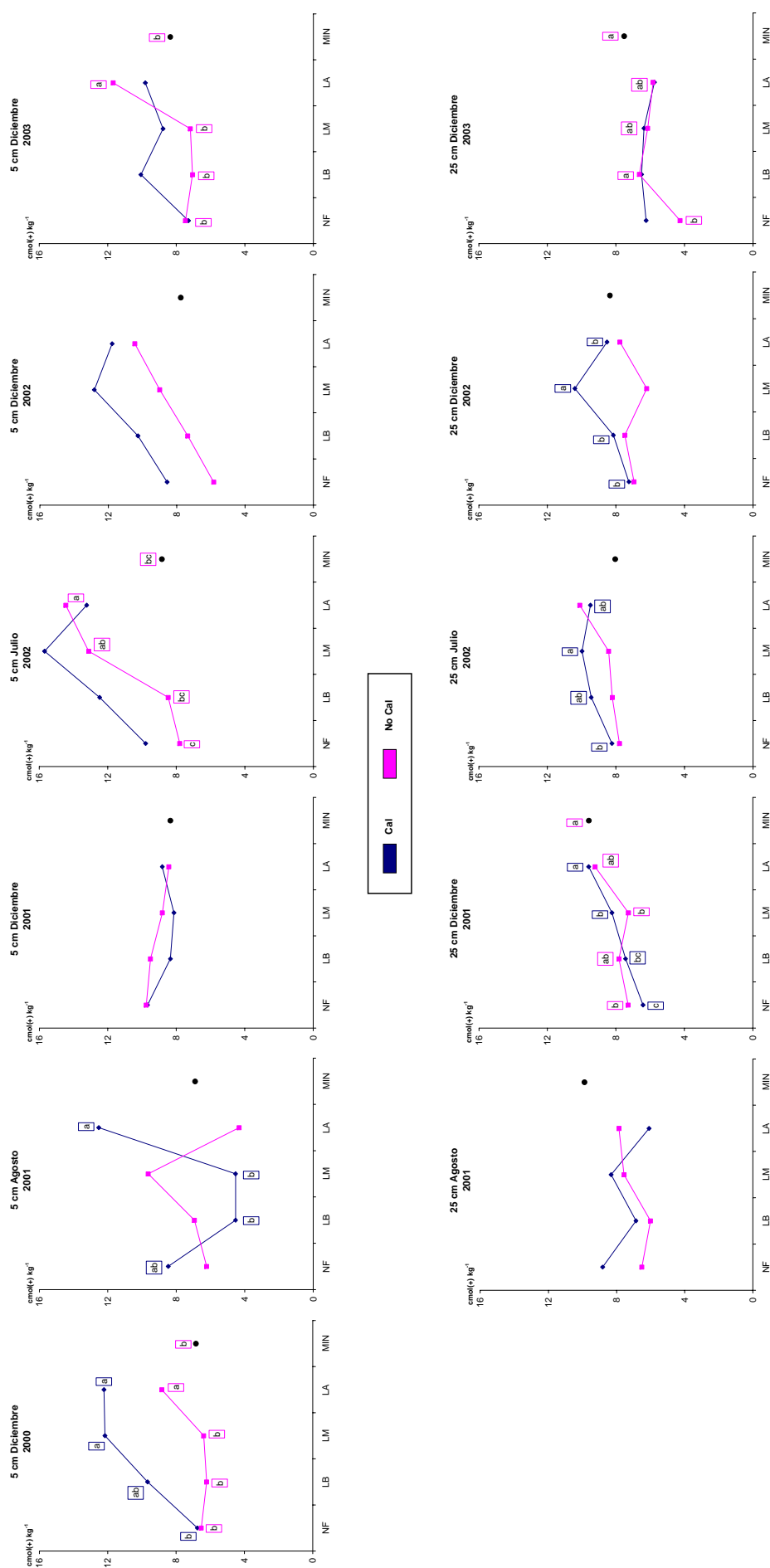


Figura 27. Capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) ( $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de fodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de fodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN: 500  $\text{kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

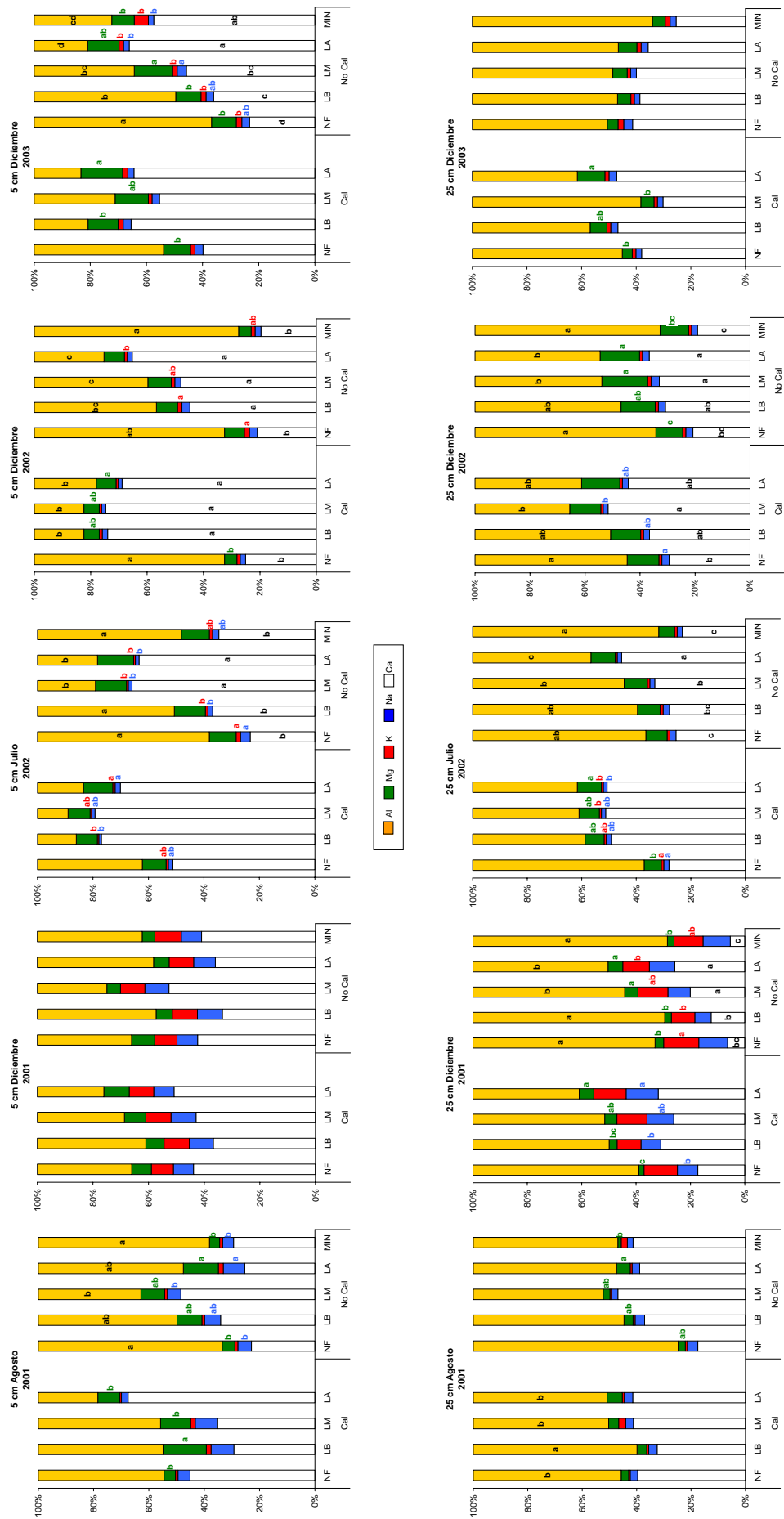


Figura 28. Presencia de los diferentes cationes de cambio (%) en el año 2001 a las dos profundidades analizadas(5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

En general, el encalado incrementa la capacidad de intercambio catiónico efectiva en las dos profundidades analizadas, y cuando no se encala los mayores valores se encuentran generalmente asociados a las parcelas que fueron fertilizadas orgánicamente.

En el tratamiento MIN se obtuvieron niveles de CICE similares a los registrados en las parcelas fertilizadas orgánicamente, probablemente debido a que presentan contenidos de materia orgánica parecidos.

La importancia de cada catión componente de la CICE, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), en los muestreos realizados durante el período 2001-2003 en función de los tratamientos aplicados se muestra en la figura 28.

Los análisis de varianza para evaluar el efecto de los tratamientos sobre el porcentaje de cada catión componente de la CICE a 5 y a 25 cm de profundidad (tabla 1 del anexo 1), muestran un efecto significativo de los tratamientos, detectándose las interacciones significativas fertilización\*encalado\*muestreo ( $p<0,07$ ) para el magnesio a 25 cm, fertilización\* muestreo, en el caso del porcentaje de calcio en las muestras tomadas a 5 cm y en el sodio cuando las muestras se tomaron a 25 cm, fertilización\*encalado en el porcentaje de aluminio para muestras tomadas a 25 cm, y encalado\*muestreo para el magnesio a 5 cm de profundidad ( $p<0,07$ ) y en el caso del sodio para las muestras tomadas a 25 cm. Además hubo un efecto del encalado sobre los porcentajes de saturación de calcio, sodio y aluminio a 5 cm y sobre los de aluminio y calcio a 5 y 25 cm. Por otra parte, la fertilización afectó significativamente a los niveles de aluminio, magnesio y potasio ( $p<0,09$ ) a 5 cm y a los de calcio a 25 cm. Finalmente, se encontró un efecto significativo de la fecha de muestreo en los niveles de aluminio ( $p<0,08$ ), potasio y sodio a 5 cm y en los de aluminio, potasio y calcio a 25 cm.

Cabe destacar que, en general, en los primeros 5 cm del suelo el componente más abundante de la CICE es el calcio, mientras que es el aluminio el que se encuentra más presente en las muestras tomadas a 25 cm. Por otra parte, hay que indicar que la fertilización previa con lodo incrementó los niveles de calcio en relación a los otros cationes en el complejo de cambio, desplazando al aluminio.

## 4.6 ALUMINIO

### 4.6.1 PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE ALUMINIO EN EL COMPLEJO DE CAMBIO

El porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de intercambio catiónico, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) al inicio de la experiencia (diciembre 2000) y en los muestreos realizados durante el período 2001-2003 en función de los tratamientos se muestran en la figura 28.

Como ya se ha indicado, los análisis de varianza para evaluar el efecto de los tratamientos sobre el porcentaje de aluminio presente en la CICE a 5 y 25 cm (tabla 1 del anexo 1) muestran la interacción significativa fertilización\*encalado en el caso de las muestras tomadas a 25 cm, además de un efecto del muestreo tanto a 5 ( $p<0,08$ ) como a 25 cm, y un efecto de la encalado y de la fertilización cuando las muestras se recogieron a 5 cm.

Los valores de saturación de aluminio oscilaron entre el 11 y el 67,5 % cuando las muestras se tomaron superficialmente (5 cm), encontrándose entre el 38,4 y el 75,3 % en el caso de las muestras tomadas a 25 cm. En general, el porcentaje de saturación de aluminio resultó superior en las muestras tomadas a mayor profundidad.

La evolución interanual de la saturación de aluminio (comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003) a 5 cm de profundidad muestra una reducción de la saturación en el año 2001, incrementándose en el 2002 para mantenerse en el 2003. En las muestras tomadas a 25 cm la saturación de aluminio se mantiene más o menos estable a lo largo de todo el período analizado. En cuanto a la variación intraanual, se observa un incremento del porcentaje de saturación de aluminio a medida que avanza el año, siendo más notable esta respuesta en las muestras tomadas a 25 cm.

Si nos fijamos en el efecto de los tratamientos, el aporte de cal redujo el porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio, respuesta también es observada como resultado de la aplicación de lodo de depuradora como fertilizante, lo que puede deberse a los aportes de calcio que se producen con este residuo.

Hay que destacar que, en general, en las parcelas en las que se realizaron únicamente aportes de fertilizante mineral (MIN) se incrementó el porcentaje de aluminio en el complejo de cambio, lo que puede ser una respuesta frente a la reducción de pH que lleva parejo dicho tratamiento.

### **4.6.2 ALUMINIO DISPONIBLE SEGÚN EL MÉTODO MEHLICH**

La figura 29 nos muestra la variación del aluminio disponible en el suelo según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) en los muestreos realizados durante el período 2001-2003 en función de los tratamientos aplicados.

Los ANOVAs realizados para evaluar el efecto de los tratamientos (tabla 1 anexo 1) muestran un efecto significativo del encalado y del muestreo, registrándose en el caso de las muestras tomadas a 25 cm la interacción significativa encalado\*muestreo ( $p<0,09$ ).

La concentración de aluminio disponible según Mehlich 3 varió entre 69,2 y 1465 mg kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas a 5 cm, encontrándose entre 753 y 1233 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las muestras tomadas a mayor profundidad.

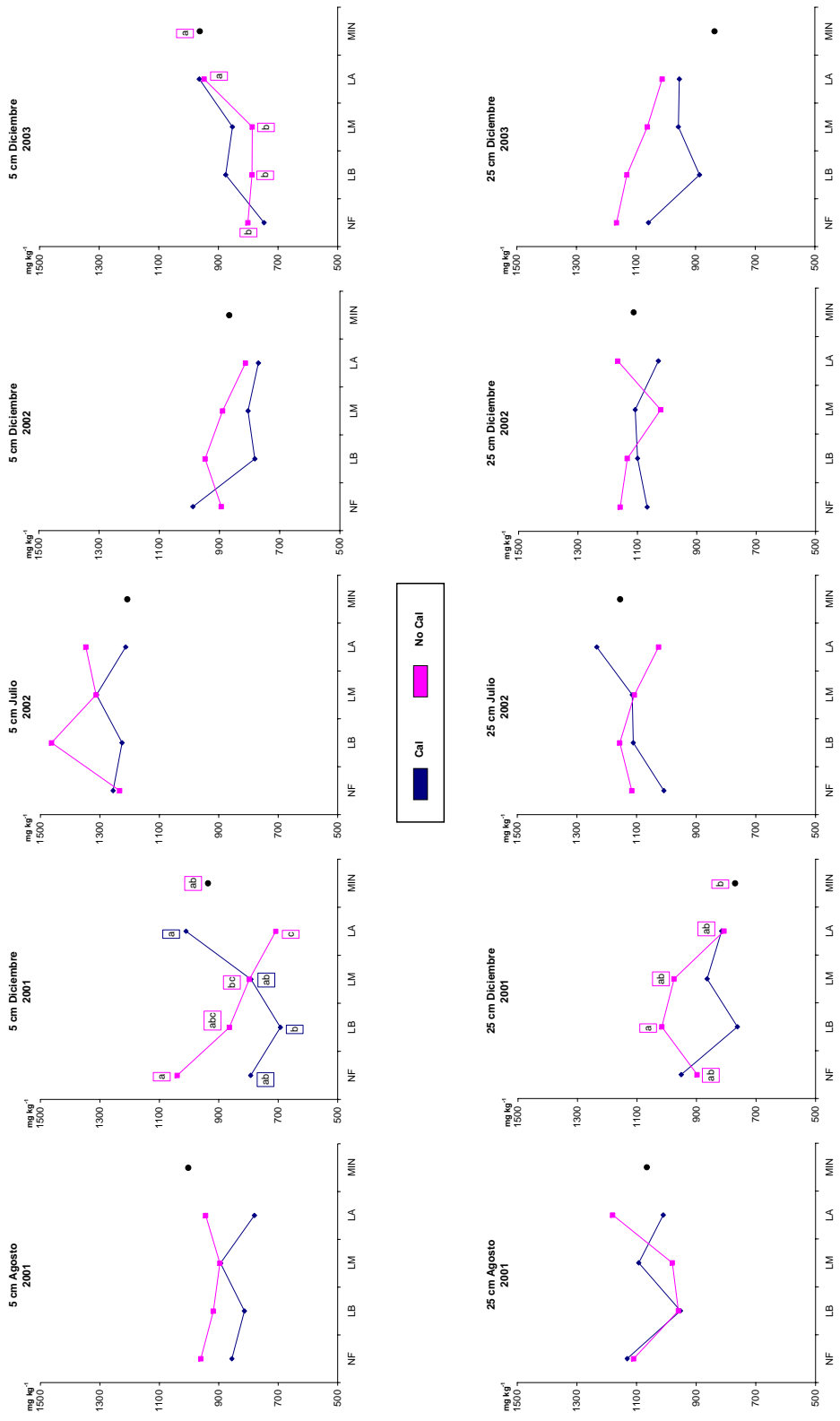


Figura 29. Aluminio disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en el suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Si analizamos la evolución interanual del aluminio disponible según el método Mehlich 3, comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003, se observa una reducción de la presencia de este elemento en superficie (5 cm) en el año 2002, para mantenerse en los mismos niveles en 2003. En profundidad (25 cm) el comportamiento es opuesto al anteriormente descrito, dado que los niveles de aluminio se incrementan en el año 2002 con respecto al 2001, para reducirse en el 2003. En cuanto a la evolución intraanual cabe indicar que, en general, los niveles de aluminio disponible según el método Mehlich 3 fueron superiores en los muestreos realizados en verano.

El aporte de cal redujo, en la mayoría de los casos, la presencia de aluminio disponible en el suelo según el método Mehlich 3, al igual que ocurría con el porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio, respuesta también observada con la aplicación de lodo como fertilizante, principalmente cuando aquella se encontraba asociada al tratamiento de no encalado.

Las parcelas fertilizadas únicamente de forma mineral (MIN) presentaron niveles de aluminio disponible, según Mehlich 3, similares a los observados en las parcelas fertilizadas orgánicamente.

### 4.7 ARBOLADO

Los árboles que conformaban el límite de las parcelas presentaron una altura y un diámetro inferior al de los situados en el interior de las mismas, comportamiento que puede explicarse por el hecho de que los árboles situados en el borde no presentan las mismas condiciones de fertilización que los que se encuentran en la zona central, dado que sólo reciben la mitad de las dosis de los tratamientos aplicados, por lo que su crecimiento puede encontrarse limitado por las condiciones del medio. Por esa razón, y para evitar el efecto borde, nos centraremos en la respuesta de los árboles interiores de las parcelas.

La altura, diámetro y relación altura/diámetro de los árboles interiores en los tratamientos analizados al inicio del ensayo (año 1998) y en los años 2001 y 2003 puede observarse en la figura 30.

El resultado del análisis de varianza realizado para evaluar el efecto de los tratamientos sobre las variables mencionadas anteriormente puede observarse en la tabla 2 del anexo 1, registrándose la interacción significativa fertilización\*encalado en el caso de la altura medida en los años 2001 y 2003.

Al analizar el efecto de los tratamientos se observa que las parcelas encaladas presentaron, en general, un arbolado con mayor altura, diámetro y relación altura/diámetro, no encontrándose diferencias entre los diferentes tipos de fertilización realizada.

Por otro lado, cabe indicar que los árboles de las parcelas no encaladas a las que se aplicó fertilización, ya sea en forma de lodo o mineral, presentaron una altura mayor que la registrada en el tratamiento testigo (NF), siendo esta diferencia significativamente mayor en el caso de las dosis LA y MIN en la medición realizada en el año 2001, manteniéndose dicha diferencia significativa en el año 2003 únicamente en el tratamiento MIN. Esa misma respuesta se observa en el caso del diámetro, no registrándose en este caso diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización.

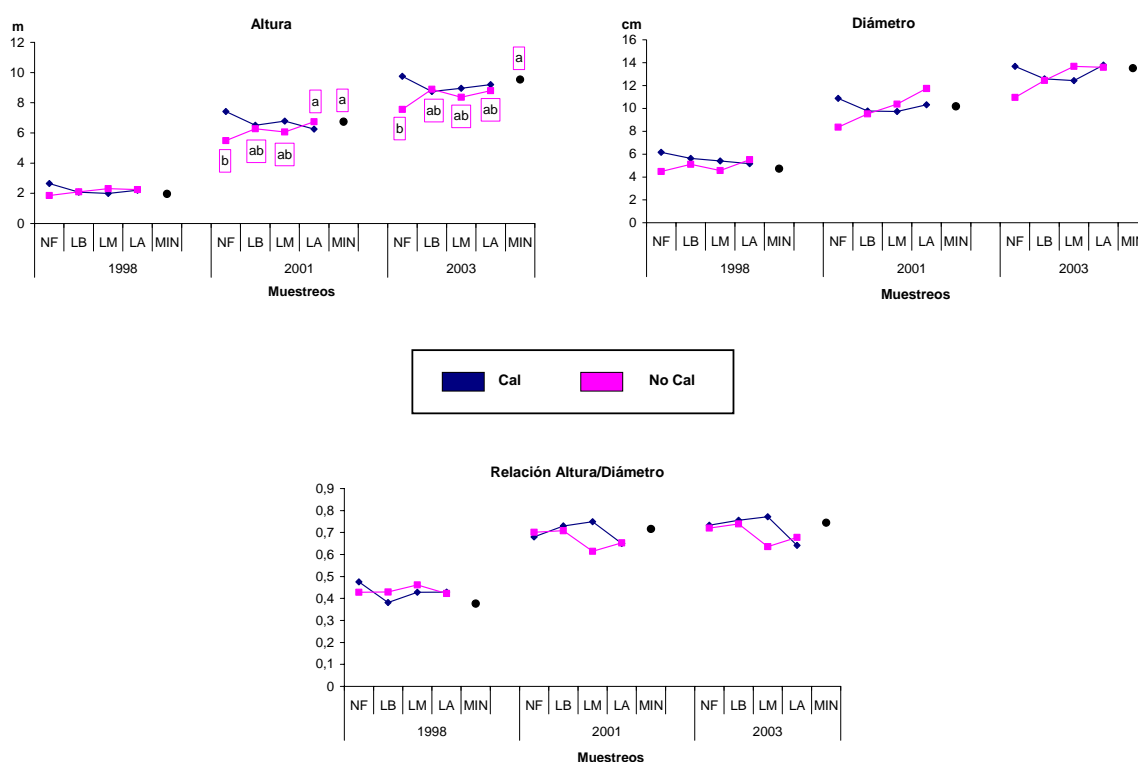


Figura 30. Altura total (m), diámetro (cm) y relación altura/diámetro del arbolado al inicio del ensayo (1998) y en las mediciones realizadas en los años 2001 y 2003. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

En cuanto a la relación altura/diámetro, se observa un incremento de dicho índice en el año 2001 con respecto al 1998, manteniéndose estable en el período 2001-2003, lo que puede indicar la necesidad de realizar algún tipo de clareo en la masa. No se observaron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos de fertilización analizados, aunque sí existe una tendencia a la reducción de este índice en el arbolado desarrollado sobre las parcelas que no fueron encaladas y a las que se le aplicó la dosis media de lodo (LM).

Si nos fijamos en la evolución del porcentaje de cobertura (figura 31), los ANOVAs correspondientes (tabla 2 anexo 1) muestran un efecto significativo de la fertilización en los años

2001 ( $p<0,06$ ) y 2003 ( $p<0,07$ ), y se observa un incremento progresivo de la cobertura a medida que aumenta la edad del arbolado.

En las parcelas no encaladas y fertilizadas, ya fuese orgánica o inorgánica la fertilización, fueron mayores las coberturas, siendo esa respuesta significativamente mayor, con respecto al tratamiento testigo (NF), en el caso de los tratamientos LA y MIN en el año 2001, manteniéndose esa diferencia en el 2003 únicamente en el tratamiento LA. En las parcelas encaladas, únicamente se obtuvieron diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización en la medición realizada en el año 2003, cuando la cobertura registrada en las parcelas en las que se aplicó la dosis alta de lodo fue significativamente mayor que la registrada en el tratamiento LB.

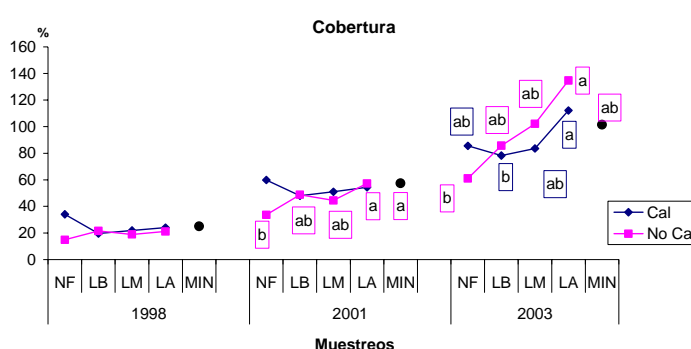


Figura 31. Porcentaje de cobertura del arbolado al inicio del ensayo (1998) y en las mediciones realizadas en el año 2001 y 2003. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Las respuestas del arbolado comentadas anteriormente pueden indicarnos que la fertilización, tanto orgánica como mineral, puede conllevar un mayor desarrollo de las copas.

Si analizamos los incrementos de altura y diámetro que se produjeron entre el año 2001-2003 y 1998-2003 (figura 32), los ANOVAs realizados (tabla 2 anexo 1) nos indican un efecto significativo de la fertilización en el incremento de altura entre los años 1998-2003 ( $p<0,06$ ) y en el incremento de diámetro en el período 2001-2003 ( $p<0,05$ ).



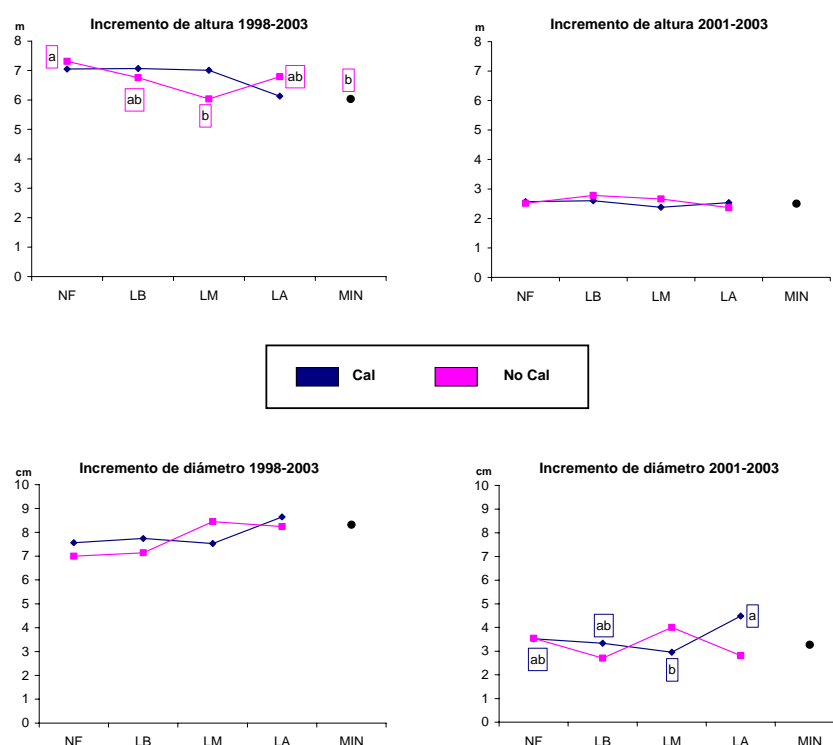


Figura 32. Incremento de altura (m) y de diámetro (cm) entre los años 1998-2003 y 2001-2003. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Cabe destacar la homogeneidad de crecimientos en altura en el período 2001-2003, aunque al analizar los crecimientos correspondientes al período 1998-2003 dicha homogeneidad únicamente se mantiene en el caso de las parcelas encaladas, registrándose un mayor incremento total de altura en las parcelas no encaladas en el tratamiento testigo (NF).

Para el diámetro se observó una evolución parecida a la mencionada anteriormente, dado que los incrementos totales de diámetro (1998-2003) no presentaron diferencias significativas debidas a los tratamientos, aunque aparece una tendencia de incremento de diámetro mayor al aplicar las dosis medias y altas de lodo, tanto en las parcela encaladas como en las no encaladas, respuesta que en el caso del crecimiento parcial (2001-2003) es significativa para la dosis alta de lodo asociada al encalado

## 4.8 FITOMASA

### 4.8.1 PRODUCCIÓN

Las producciones totales anuales, así como las registradas en los diferentes cortes realizados a lo largo del período de estudio (2001-2003) se recogen en las figuras 33 y 34,

respectivamente. Los análisis estadísticos realizados se presentan en la tabla 3 del anexo 1, observándose las interacciones significativas fertilización\*encalado en los tres componentes de la producción total (material senescente, acículas y pasto), encalado\*año en el caso de las acículas, y fertilización\*año para el material senescente y las acículas. El efecto del año resultó significativo para la producción de pasto.

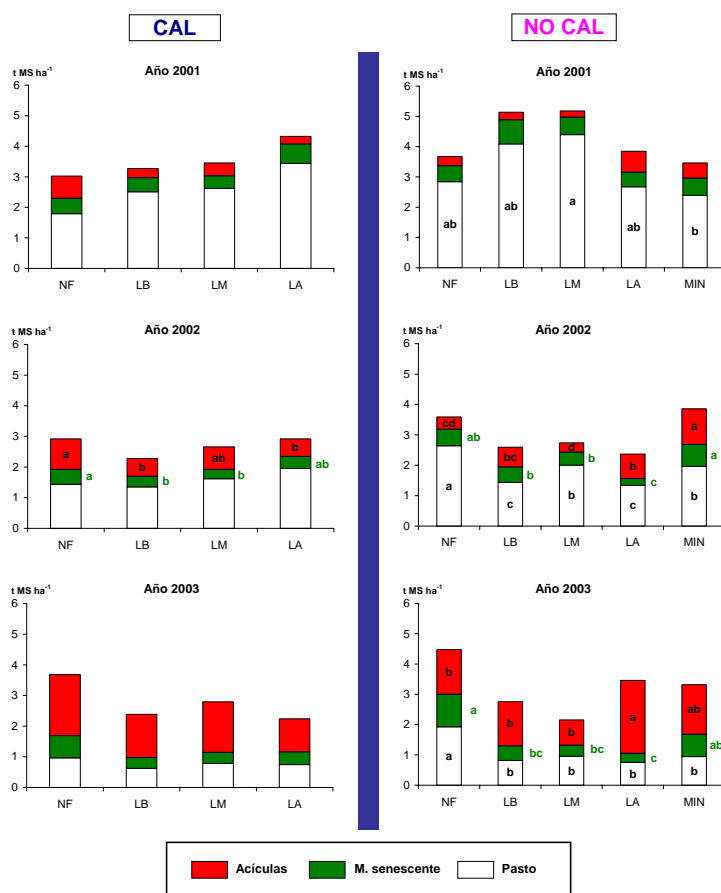


Figura 33. Producción total de fitomasa ( $t MS ha^{-1}$ ) a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 t ha^{-1} CaCO_3$ ; No cal:  $0 t ha^{-1} CaCO_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 t N ha^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 t N ha^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 t N ha^{-1}$ ); MIN:  $500 kg ha^{-1} 8:24:16$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Al analizar la producción por muestreo (tabla 4, anexo 1), resultó significativa la interacción fertilización\*encalado\*muestreo\*año para el material senescente, las acículas ( $p < 0,06$ ) y la producción de pasto ( $p < 0,08$ ).

En general, la producción de pasto varía entre  $1,79$  y  $4,08 t MS ha^{-1}$  en el año 2001, reduciéndose drásticamente en el año 2002 ( $1,35$ - $2,64 t MS ha^{-1}$ ), hasta situarse entre  $0,63$  y  $1,92 t MS ha^{-1}$  en el año 2003. Esta evolución es diferente a la registrada en el caso del material senescente y las acículas; así en el primer caso se registra una reducción de su producción anual en el año 2002 ( $0,22$ - $0,72 t MS ha^{-1}$ ) con respecto al año 2001 ( $0,41$ - $0,80 t MS ha^{-1}$ ) para

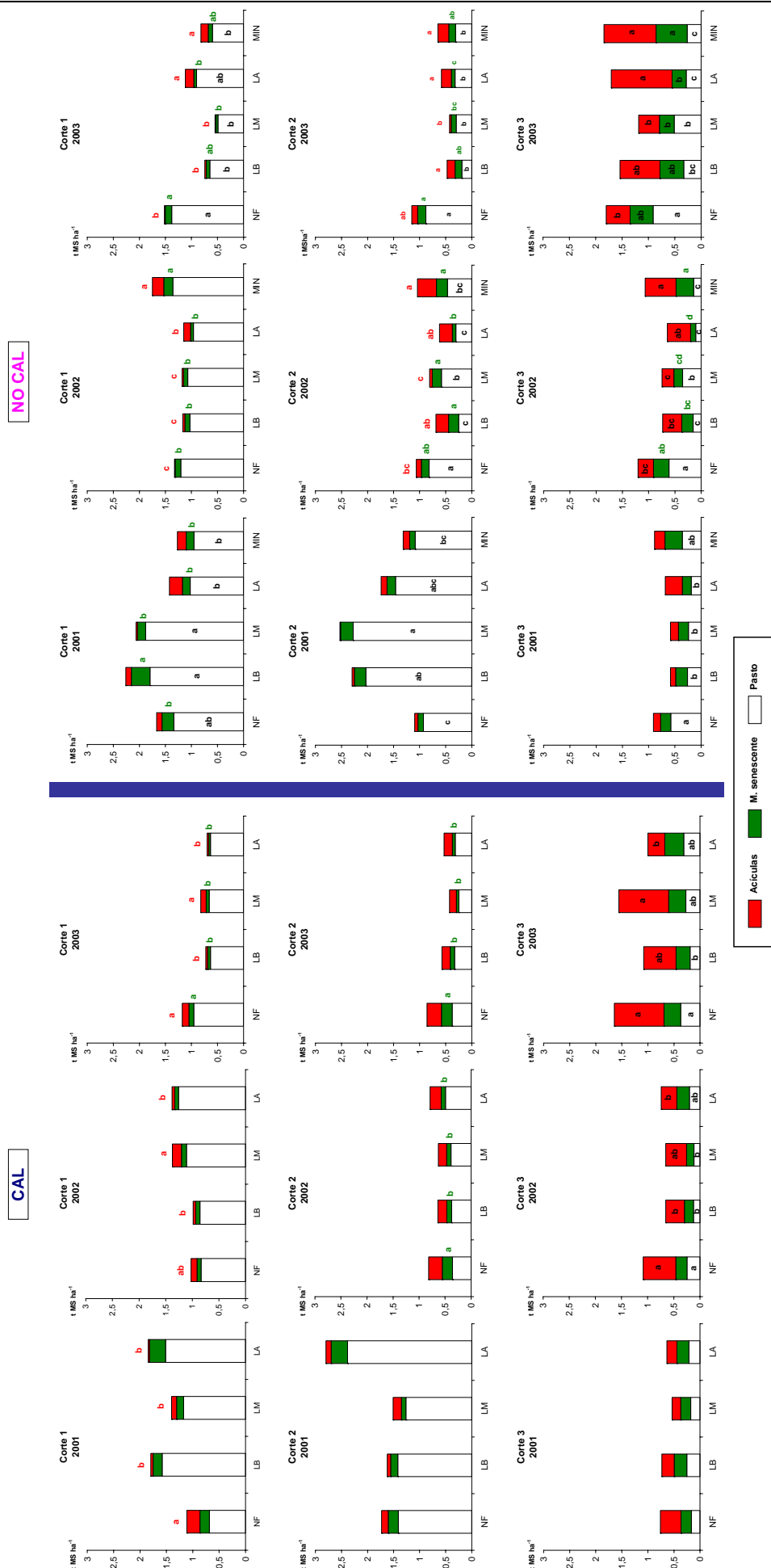


Figura 34. Producción de acutillas, material senescente y pasto (t MS ha<sup>-1</sup>) en los cortes realizados a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

incrementarse en el 2003 (0,3-1,08 t MS ha<sup>-1</sup>). La biomasa anual de las acículas se incrementó a medida que transcurría el período de estudio, pasando de suponer 0,2-0,72 t MS ha<sup>-1</sup> en el año 2001, a 0,3-1,17 t MS ha<sup>-1</sup> en el año 2002, y 0,83-2,40 t MS ha<sup>-1</sup> en el año 2003, lo que puede justificarse por el mayor desarrollo del arbolado, y a la competencia de las ramas bajas que provoca un mayor aporte de acículas al sotobosque.

Cabe destacar que la producción de pasto, acículas y material senescente sufre una variación intraanual importante; en el año 2001 se registró un incremento de la producción de pasto desde el primer al segundo corte (figura 34), para reducirse de forma importante en el tercero, mientras que tanto en el año 2002 como en el 2003 el descenso fue progresivo a lo largo del año. Dicha evolución es contraria a la de las acículas, registrándose la mayor producción de este componente en los cortes realizados en diciembre.

Si nos centramos en los efectos del encalado, éste parece reducir la producción anual de pasto y la registrada en los diferentes cortes realizados, incrementando la presencia de las acículas.

En cuanto a los tratamientos de fertilización, en el año 2001 la mayor producción de pasto, tanto anual como por corte, se asoció a las parcelas fertilizadas orgánicamente; mientras que en los años 2002 y 2003 en las parcelas no encaladas la máxima producción de pasto, anual y por corte, fue significativamente mayor en el tratamiento testigo (NF), asociándose en esos años la máxima producción anual de acículas a la fertilización mineral (2002) y a la dosis LA (2003), por lo que podemos relacionar la mayor productividad con la menor cobertura del arbolado.

De hecho se ha encontrado una relación negativa (figura 35) entre la cobertura y la producción de pasto ( $p < 0,0001$ ) y material senescente ( $p < 0,001$ ), mientras que dicha relación es positiva en el caso de la producción de acículas ( $p < 0,001$ ).

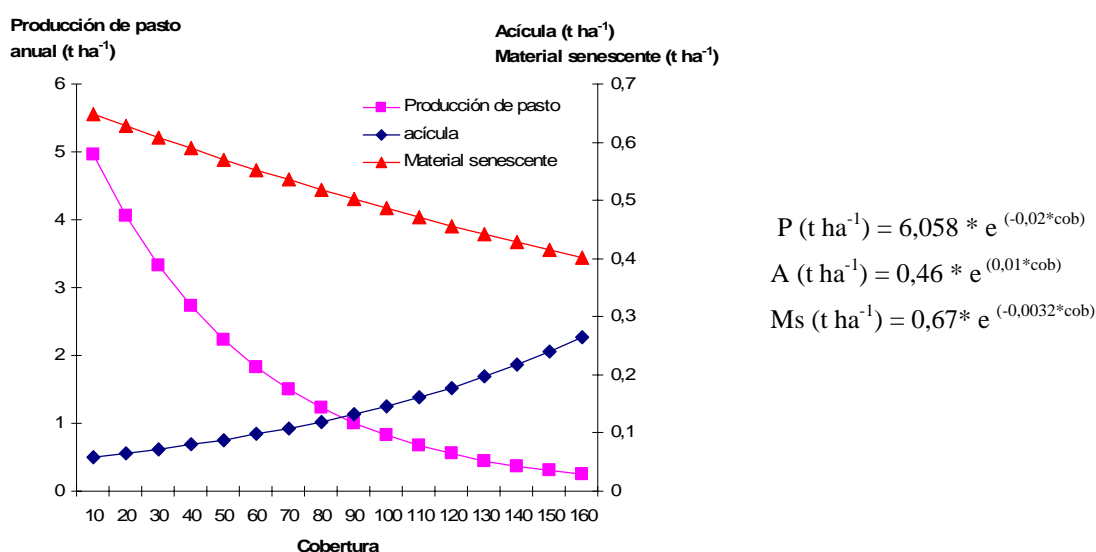


Figura 35. Relación entre el porcentaje de cobertura del arbolado (cob) con la producción (t ha<sup>-1</sup>) de pasto (P), acículas (A), material senescente (Ms).

#### 4.8.2 COMPOSICIÓN BOTÁNICA

La composición botánica de las muestras correspondientes a los cortes realizados durante el período 2001-2003 en las parcelas de los distintos tratamientos aplicados se presenta en la figura 36, cuyo ANOVA se recoge en la tabla 4 del anexo 1, concluyéndose que para *Dactylis glomerata* la interacción fertilización\*encalado\*muestreo\*año es significativa ( $p < 0,07$ ), mientras que en el caso de *Holcus lanatus* sería significativa la interacción fertilización\*año y muestreo\*año y para *Agrostis capillaris* fertilización\*año ( $p < 0,07$ ) y fertilización\*muestreo.

Hay que tener en cuenta que entre las especies sembradas la más abundante es *Dactylis glomerata*, ya que, aunque va reduciendo su presencia a medida que avanzan los cortes, es en general, la especie con mayor presencia en las parcelas, mientras que *Lolium perenne* únicamente está presente en el año 2001 en el primer y segundo corte y *Trifolium repens* se encuentra representado en proporciones inferiores al 0,5%.

Si analizamos el efecto del encalado sobre la composición botánica, se observa que el dactilo se ve muy favorecido por la adición de cal, disminuyendo en las parcelas no encaladas, en las que aparecen especies más frugales, como *Agrostis capillaris* o *Agrostis curtisii*.

La respuesta de la composición botánica a la dosis de fertilizante orgánico aplicado muestra que el dactilo se ve favorecido por la aplicación de lodo, siendo su presencia en estas parcelas en la mayoría de los casos significativamente superior a la registrada en los tratamientos NF y MIN.

En las parcelas no fertilizadas (NF), las especies que sustituyen al dactilo son principalmente *Agrostis capillaris*, *Erica cinerea*, *Holcus mollis* y *Agrostis curtisii*, mientras que cuando se aplicó el tratamiento MIN, las especies que desplazaron al dactilo fueron *Agrostis capillaris*, *Agrostis curtisii*, *Holcus mollis* y *Pterospartum tridentatum*. Debemos hacer notar que el reducido pH en estas parcelas únicamente permite el desarrollo de especies ligadas a suelos ácidos.

#### 4.8.3 BIODIVERSIDAD

La evolución anual del número total de especies vegetales vasculares a lo largo del período 2001-2003 en función de los tratamientos aplicados se observa en la figura 37. El ANOVA correspondiente (tabla 4 anexo 1), muestra un efecto significativo de la interacción fertilización\*encalado\*año.

Si analizamos el efecto de los tratamientos se observa, en general, que el encalado y la fertilización parecen afectar de forma negativa a la biodiversidad alpha, en comparación con los tratamientos de no encalado y no fertilización, respuesta que también se observa cuando se analizan los diagramas de abundancia correspondientes a los tres años del estudio (figura 38).

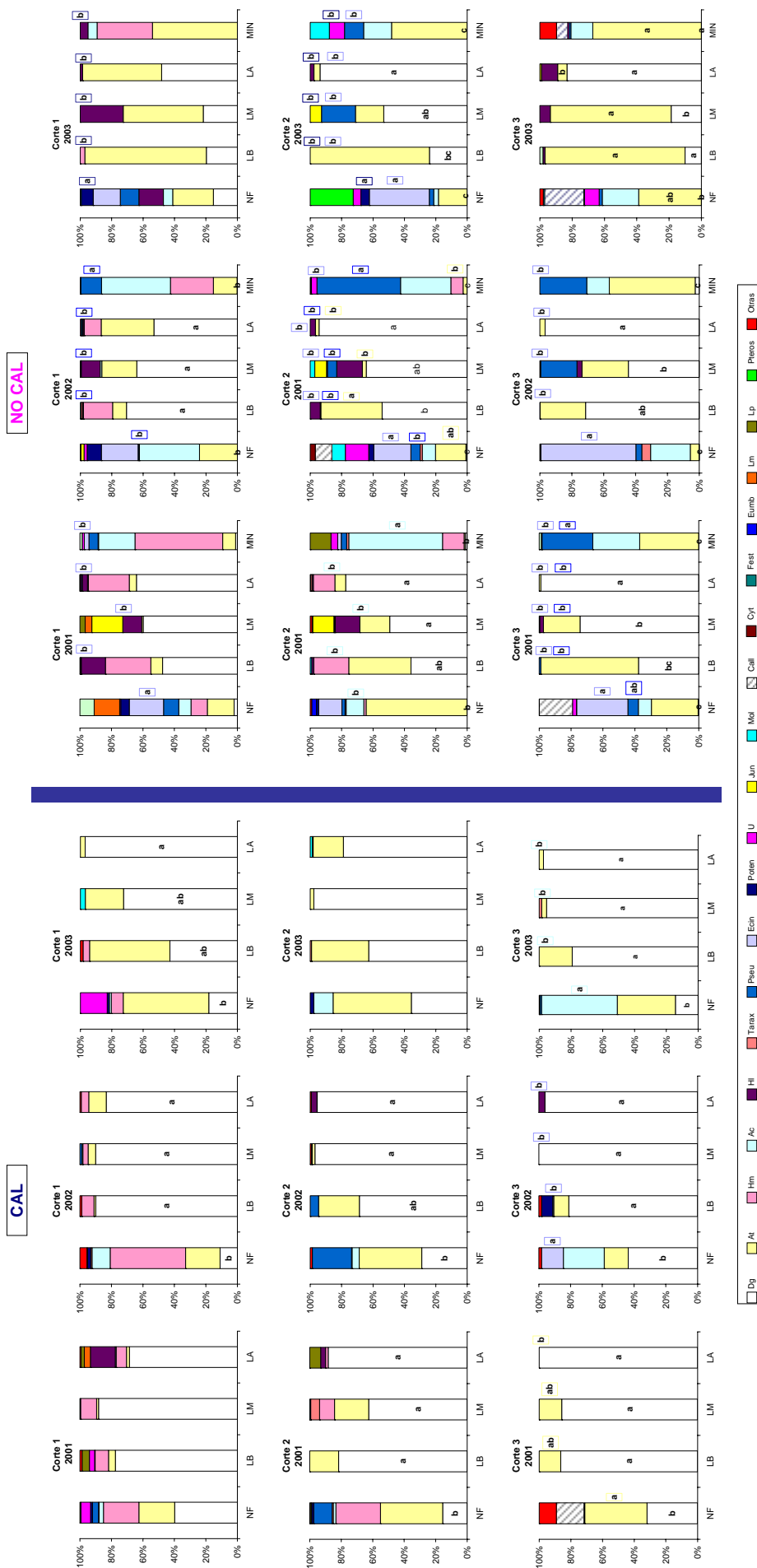


Figura 36. Composición botánica (% peso pasto) en los diferentes cortes realizados en el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. (Dg: *Dactylis glomerata*, At: *Agrostis capillaris*, Hm: *Holcus mollis*, Ac: *Agrostis curvata*, HI: *Holcus lanatus*, Tarax: *Taraxacum officinale*, Pseu: *Pseudarrhenatherum longifolium*; Ecin: *Erica cinerea*, Poten: *Potentilla erecta*, U: *Ulex europaeus*, Jun: *Juncus effusus*, Mol: *Molinia caerulea*, Call: *Calluna vulgaris*, Cyt: *Cytisus striatus*, Fest: *Festuca arundinacea*, Eumb: *Erica umbellata*, Lm: *Lolium multiflorum*, Lp: *Lolium perenne*, Pteros: *Pteris aquilina*, Otras)

Por otro lado, excepto en el caso de las parcelas no encaladas correspondientes al año 2001, el tratamiento de no fertilización, se encale o no, presenta un número de especies significativamente superior al registrado en las parcelas que presentaron algún tipo de fertilización.

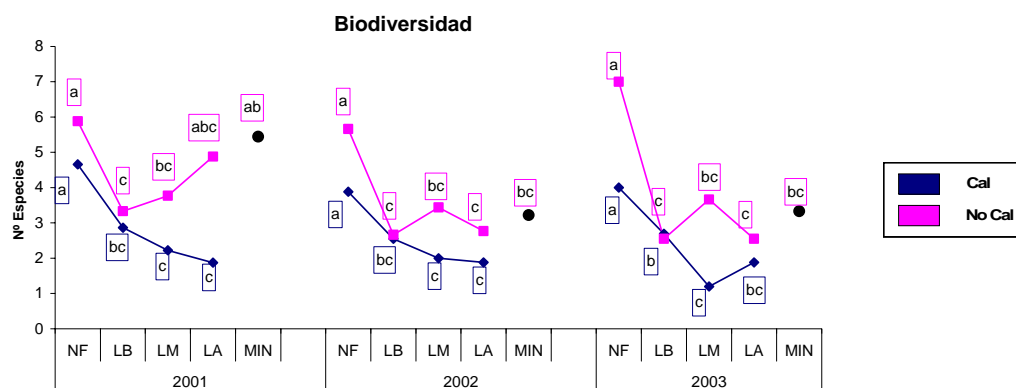


Figura 37. Evolución anual del número total de especies vegetales vasculares a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

La biodiversidad alpha se vio positivamente afectada por el tratamiento de fertilización mineral en el año 2001, efecto que no se mantuvo en los dos años posteriores, probablemente debido a la mayor cobertura del arbolado.

Si nos centramos en los diagramas de abundancia (figura 38), cabe destacar el efecto de la fertilización orgánica durante el período analizado que provocó, por una parte, la reducción del número de especies, y por otra una modificación de la relación entre las mismas, reduciendo generalmente las relaciones de codominancia entre las más importantes.

*Dactylis glomerata* es la especie más ampliamente representada en los tratamientos de fertilización orgánica, superando el 50 %, tanto en las parcelas encaladas como en las no encaladas. Sin embargo, en los tratamientos de fertilización mineral y de no fertilización en las parcelas no encaladas su representación fue muy reducida, llegando en algunos casos a desaparecer.

*Agrostis capillaris* y *Agrostis curtisii* se presentaron en los tres años de estudio en proporciones nada despreciables, llegando incluso la primera de ellas a ser una especie dominante en las parcelas no fertilizadas, tanto encaladas como no encaladas. *Agrostis curtisii* mostró una especial relevancia en las parcelas fertilizadas con abono mineral, llegando a suponer más del 40% de la pradera en los años 2001 y 2002.

Otras especies que tienen interés son las del género *Holcus*, dado que *Holcus mollis* y *Holcus lanatus* aparecen en la mayoría de los tratamientos, encontrándose asociada la primera a los tratamientos LB y MIN en parcelas no encaladas, apareciendo también en el tratamiento testigo (NF) cuando no se aplicó cal. *Holcus lanatus* se encuentra asociada principalmente a parcelas no encaladas que fueron fertilizadas orgánicamente.

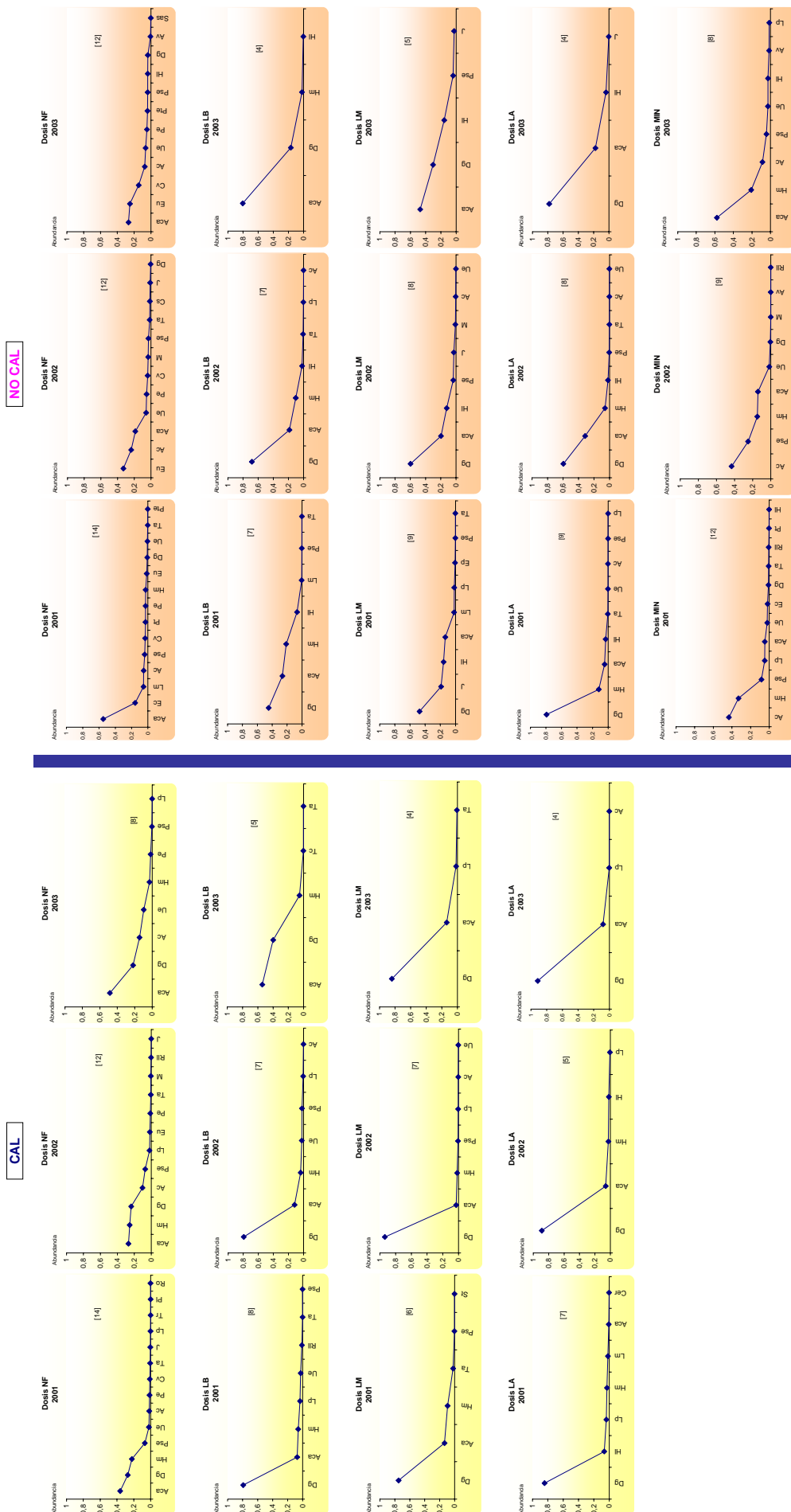


Figura 38. Diagramas de abundancia a lo largo del período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. (Aca: *Agrostis capillaris*, Dg: *Dactylis glomerata*, Hm: *Holcus mollis*, Hl: *Holcus lanatus*, Ue: *Ulex europaeus*, Ac: *Agrostis curvata*, Cv: *Calluna vulgaris*, Ta: *Taraxacum officinale*, J: *Juncus effusus*, Lp: *Lolium perenne*, Lm: *Lolium multiflorum*, Tr: *Trifolium repens*, Pl: *Plantago lanceolata*, Ro: *Rumex obtusifolius*, Pse: *Pseudarrhenatherum longifolium*, Ec: *Erica cinerea*, Eu: *Erica umbellata*, M: *Molinia caerulea*, RU: *Rumex acetosella*, St: *Stellaria media*, Cer: *Cerastium glomeratum*, Cv: *Calluna vulgaris*, Pt: *Poa trivialis*, Pte: *Pteropartum tridentatum*, Cs: *Cirsium*).



*Erica umbellata* es una especie cuya representatividad se incrementa con el paso de los años, asociada al tratamiento NF, principalmente en parcelas no encaladas, no apareciendo en el resto de los tratamientos.

## 4.9 PROTEÍNA

El contenido de proteína bruta en las muestras de los diferentes cortes realizados en el período de estudio (2001-2003) puede observarse en la figura 39. Los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos sobre la presencia de proteína total en la fitomasa aérea (agrupación de material senescente, acículas y pasto) puede observarse en la tabla 5 del anexo 1, detectándose un efecto significativo de la interacción muestreo\*año y del encalado.

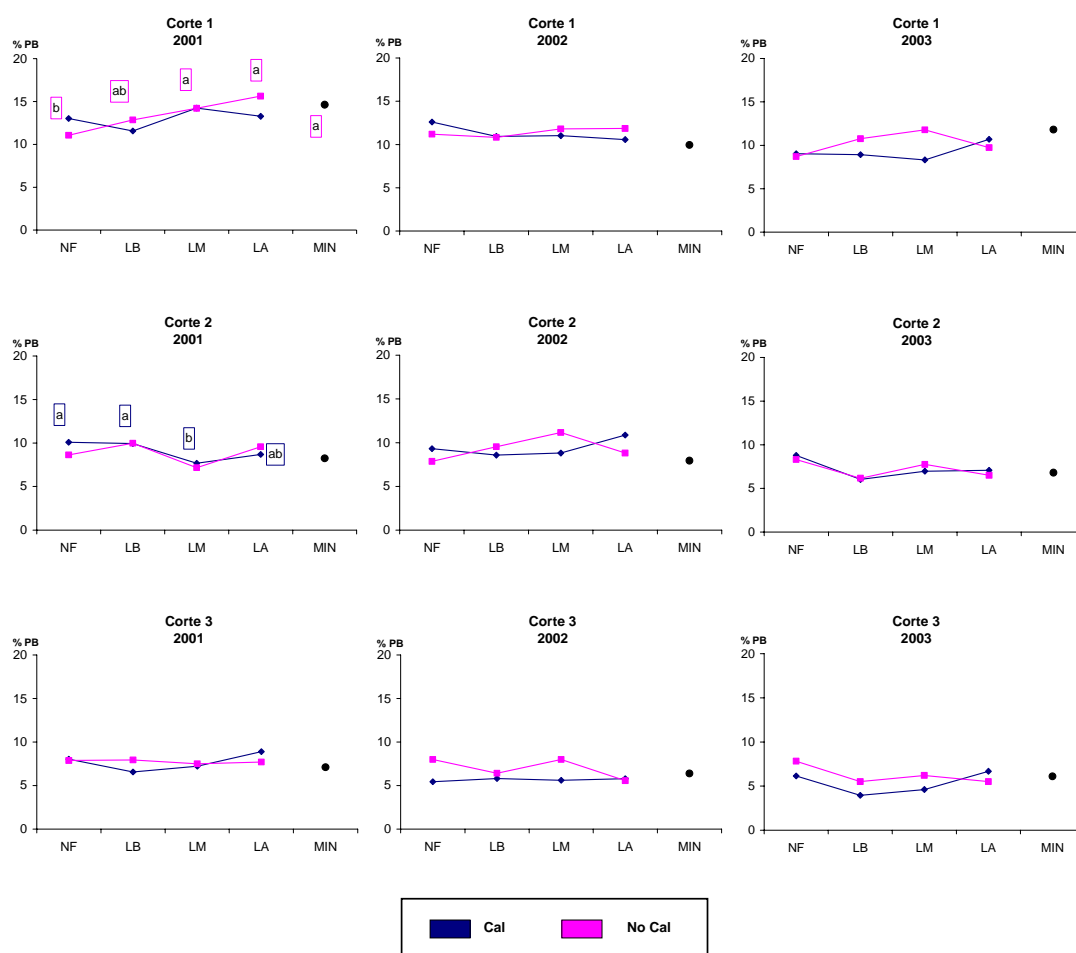


Figura 39. Contenido de proteína bruta total en la fitomasa aérea (% PB) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Los niveles registrados varían entre el 5,4 y el 12,6 % en los años 2001 y 2002, mientras que en el 2003 la concentración se situó en el intervalo 3,9-11,7%, lo que nos indica una reducción del contenido de proteína total en la fitomasa aérea a medida que avanzaba el período de estudio. Si analizamos la variación estacional, cabe indicar que los contenidos máximos de proteína se obtuvieron en el primer corte, correspondiente al muestreo de primavera.

En cuanto al efecto de los tratamientos, en general el encalado no parece tener un efecto claro sobre el contenido de proteína total en la fitomasa aérea. Por otra parte, únicamente se registraron efectos significativos de los tratamientos de fertilización en el primer y segundo corte del año 2001, aunque en conjunto si se puede observar una tendencia no significativa de incremento de los niveles de proteína bruta en la fitomasa aérea en las parcelas fertilizadas con dosis LM y LA.

## 4.10 FÓSFORO

### 4.10.1 SUELO

#### 4.10.1.1 *Contenido de fósforo total en suelo*

La concentración de fósforo total registrada al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones obtenidas a lo largo de los muestreos realizados a las dos profundidades (5 y 25 cm) durante el período 2001-2003 pueden observarse en la figura 40. El ANOVA correspondiente (tabla 1 anexo 1) indica un efecto significativo del muestreo y de la fertilización en las muestras tomadas a 5 cm.

Los niveles totales de fósforo en el suelo se situaron dentro del rango 0,03-0,22% en las muestras tomadas superficialmente, y en el 0,01-0,10% cuando las muestras se tomaron a 25 cm, resultando, en general, el contenido total de fósforo en el suelo más alto en los primeros 5 centímetros.

En cuanto a la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003, se observa que los niveles totales de fósforo en los primeros 5 cm del suelo se reducen en el período 2000-2001, para mantenerse posteriormente hasta el año 2003; mientras que en el suelo muestreado a 25 cm, se produce en general, un incremento paulatino de la concentración total de fósforo en el suelo, excepto en el año 2003, en el que se registra una ligera reducción del mismo.

Analizando la evolución intraanual, se observa una menor concentración de fósforo en el suelo en los primeros centímetros en el muestreo del verano de 2001 con respecto al realizado en diciembre del mismo año, registrándose la respuesta opuesta en el año 2002.

En general, la aplicación de cal no modificó los contenidos totales de P en el suelo, pero la aplicación de dosis medias y altas de lodo incrementa de forma significativa la presencia de fósforo en los primeros centímetros del suelo, respuesta que se puede explicar por los aportes que se realizan. La fertilización mineral empleada normalmente en la zona (MIN) no provocó un

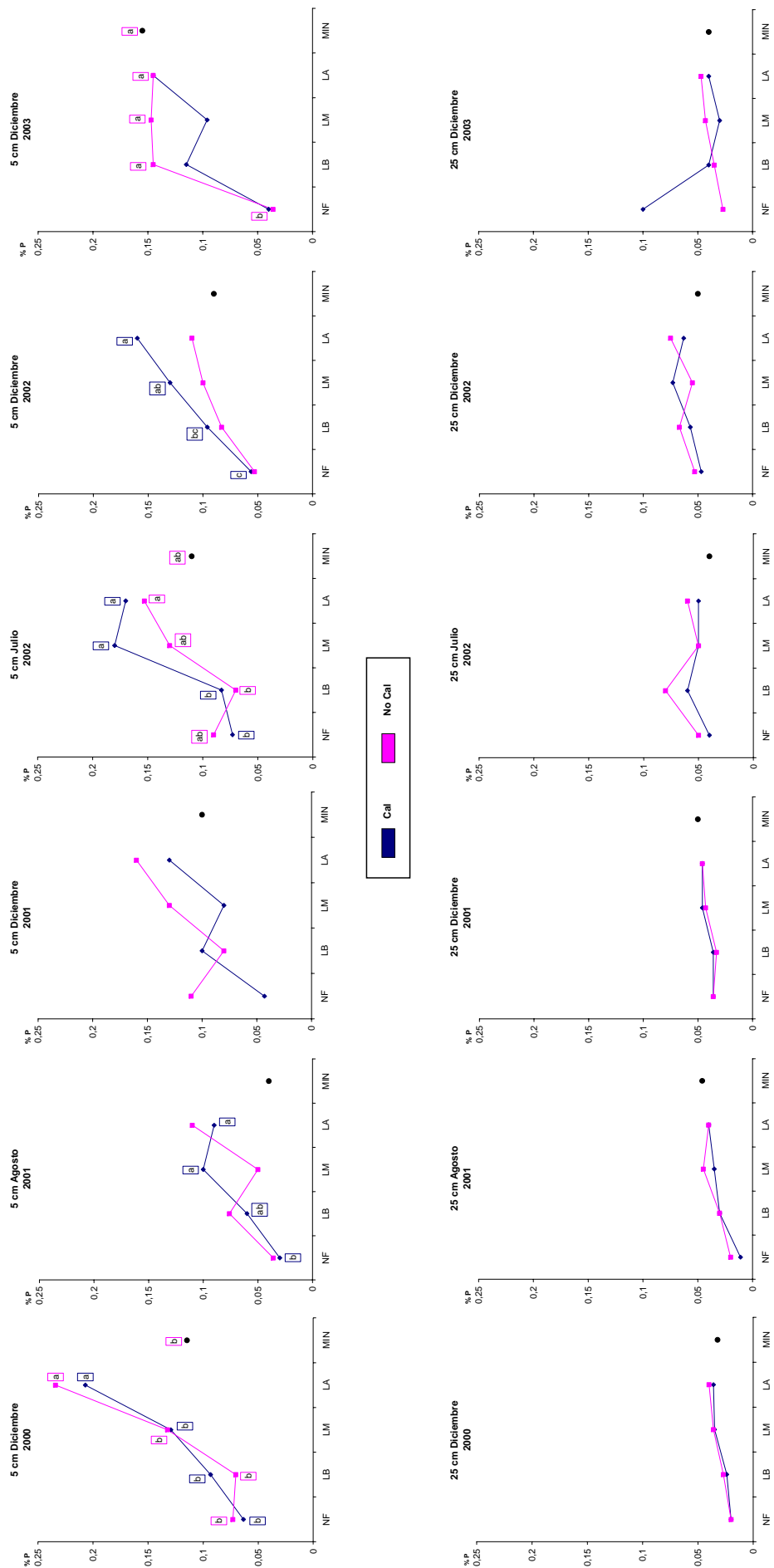


Figura 40. Variación del los niveles de fósforo total (% P) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

incremento significativo del contenido de fósforo en el suelo, con respecto del tratamiento de no fertilización, en ninguna de las dos profundidades analizadas, a pesar de que se añadía este nutriente con el abono complejo.

### *4.10.1.2 Fósforo disponible según el método Mehlich 3*

Los niveles de fósforo disponible en suelo a las dos profundidades (5 y 25 cm) según el método Mehlich 3 a lo largo del período 2001-2003 se muestran en la figura 41 y los ANOVAs en la tabla 1 del anexo 1, detectándose un efecto significativo de la fertilización en las muestras tomadas a 5 y 25 cm, y del muestreo en las muestras recogidas a 5 cm.

Al analizar la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003, se observa que los niveles de fósforo disponible según el método Mehlich 3, tanto a 5 como a 25 cm, se mantienen de forma más o menos estable. En el caso de la evolución intraanual, destaca el importante incremento registrado en los primeros 5 centímetros del suelo en los muestreos realizados en invierno con respecto a los de verano.

En general, el encalado produjo un incremento del P disponible en las dos profundidades analizadas y, al igual que ocurría con el P total, la aplicación de dosis medias y altas de lodo de depuradora incrementaron de forma significativa los niveles de P disponible. La concentración de P asimilable en las parcelas que únicamente presentaron fertilización mineral, fue en general, similar a la registrada en las parcelas fertilizadas con dosis medias y altas de lodo, siendo significativamente superior a los valores obtenidos en las parcelas testigo.

### **4.10.2 FITOMASA AÉREA**

Los niveles de fósforo en la fitomasa aérea se presentan en la figura 42, y el ANOVA correspondiente en la tabla 5 del anexo 1, deduciéndose la interacción significativa fertilización\*muestreo\*año.

El rango de variación de la concentración de fósforo en la fitomasa aérea fue 0,1-0,6% en los años 2001 y 2002, situándose en el 2003 en el 0,1-0,42%, lo que indica una reducción de los niveles de P en la biomasa aérea a medida que avanzaron los muestreos. En cuanto a la variación intraanual, cabe indicar que las máximas concentraciones en la fitomasa aérea se registraron durante la primavera, descendiendo luego hasta alcanzar su mínimo en el último corte del año.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos, observamos que en general la aplicación de caliza incrementó la presencia de fósforo en la fitomasa aérea, mientras que la fertilización orgánica aumentó la cantidad de fósforo, con respecto al tratamiento NF, tal y como ocurría con el fósforo disponible en el suelo según el método Mehlich 3.

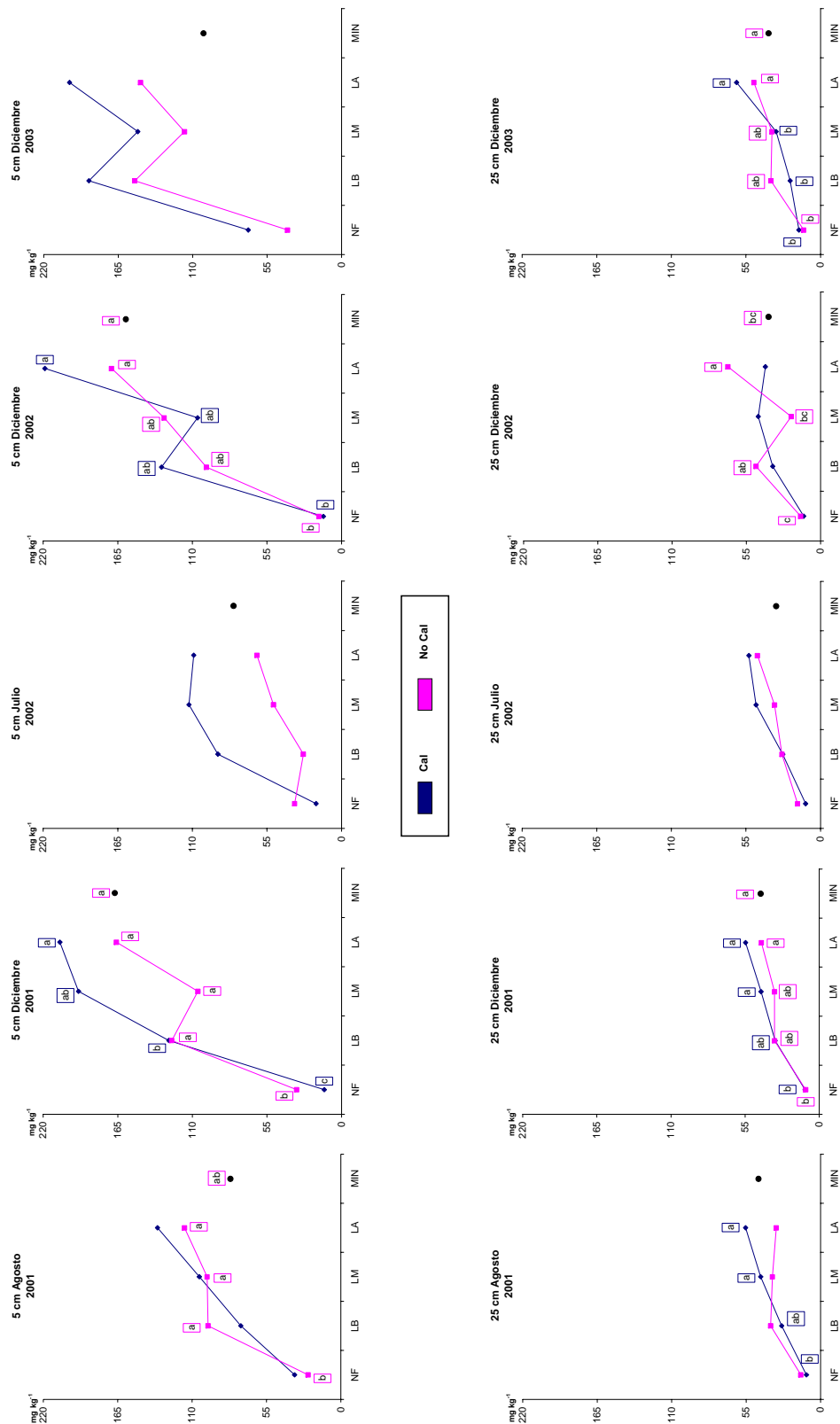


Figura 41. Variación de los niveles de fósforo disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

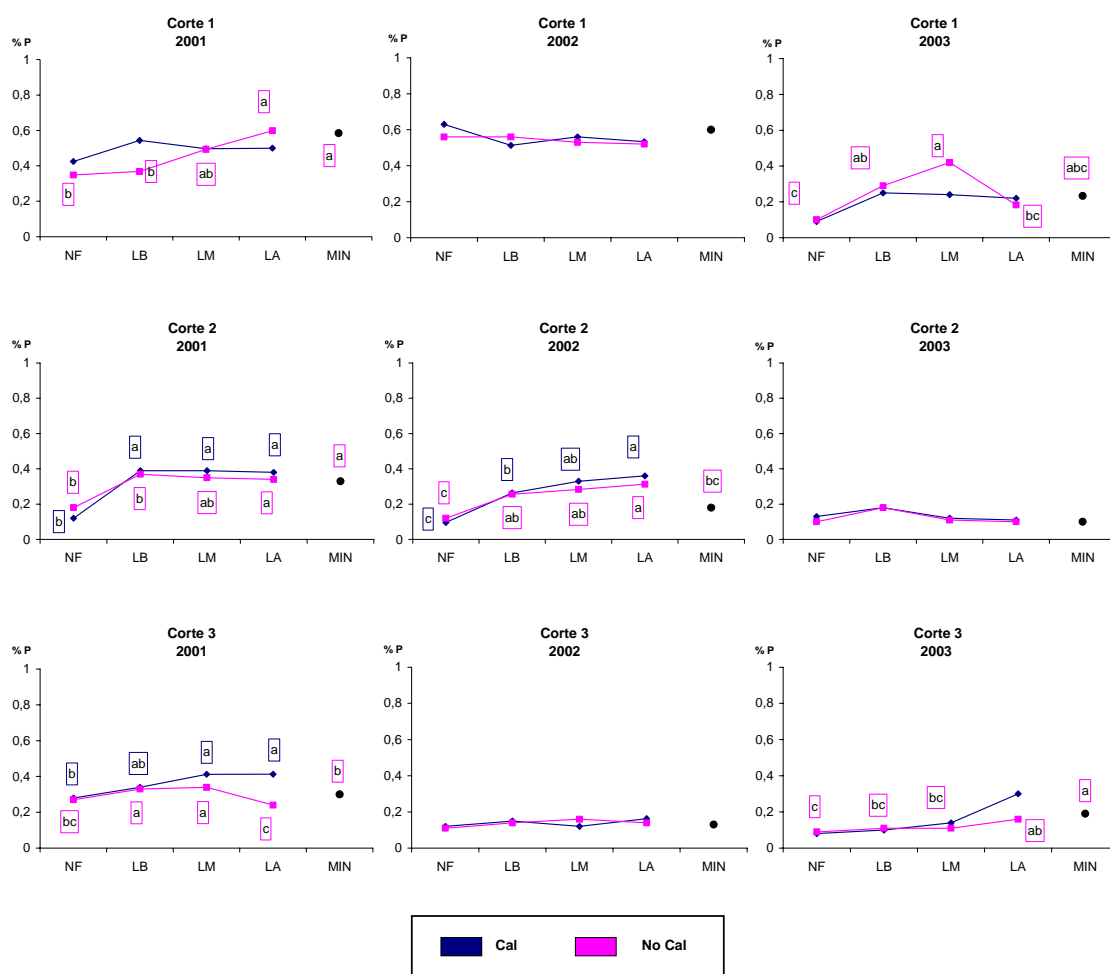


Figura 42. Contenido de fósforo en la fitomasa aérea (% P) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

En general, la fitomasa aérea desarrollada sobre las parcelas con el tratamiento MIN presentó concentraciones de fósforo similares a las obtenidas en las muestras de las parcelas con fertilización orgánica.

## 4.11 POTASIO

### 4.11.1 SUELO

#### 4.11.1.1 *Contenido de potasio total en suelo*

La concentración de potasio total registrada al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones obtenidas a lo largo de los muestreos realizados, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), durante el período 2001-2002 pueden observarse en la figura 43. Los ANOVAs correspondientes se muestran en la tabla 1 del anexo 1, detectándose la

interacción significativa encalado\* muestreo y un efecto significativo de la fertilización cuando las muestras se tomaron a 5 cm, resultando significativa la interacción fertilización\*encalado\* muestreo en el caso de la obtenidas a mayor profundidad.

La concentración de potasio total en el suelo se situó dentro del rango 0,026-0,33 % en el caso del muestreo a 5 cm, y en el 0,01-0,21% cuando las muestras procedían de una profundidad de 25 cm. Se puede indicar, de forma general, que la presencia de este nutriente fue ligeramente más alta en los primeros 5 cm del suelo.

Si analizamos la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003, se observa, tanto a 5 como a 25 cm, una reducción de la concentración de potasio total en el suelo en el año 2001 con respecto al 2000, manteniéndose de forma estable en los siguientes años de estudio. En cuanto a la variación intraanual cabe indicar que, en ambas profundidades analizadas, los niveles totales de potasio fueron superiores en los muestreos realizados en verano.

En cuanto a los tratamientos, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, en la mayoría de los casos se registra una reducción de la concentración de potasio total en suelo cuando se realiza el encalado. En el caso de los tratamientos de fertilización, cuando la aplicación de lodo se encuentra asociada al tratamiento de encalado, en las muestras tomadas a 25 cm, los niveles totales de potasio son significativamente más altos en el tratamiento LA. En el caso de la fertilización orgánica sin encalado la mayor concentración de potasio total se encuentra asociada generalmente a las dosis bajas (LB) y medias (LM).

Con la fertilización mineral empleada normalmente en la zona (MIN), que supuso un aporte de  $80 \text{ kg ha}^{-1}$  año de  $\text{K}_2\text{O}$ , se obtuvieron concentraciones de potasio total en suelo similares a las registradas en el tratamiento de no fertilización, tanto a 5 como a 25 cm.

#### 4.11.1.2 Potasio disponible según el método del cloruro bórico

En la figura 44 podemos ver la cantidad de potasio disponible en suelo según el método del cloruro bórico, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, detectándose la interacción significativa encalado\*muestreo cuando las muestras se tomaron a 25 cm, así como un efecto significativo del muestreo en el caso de las muestras recogidas a 5 cm de profundidad.

La concentración de potasio disponible según el método del cloruro bórico varía entre 0,07 y  $0,77 \text{ cmol(+) kg}^{-1}$  cuando las muestras se recogieron superficialmente, mientras que a 25 cm el rango de variación fue entre 0,05 y  $1,04 \text{ cmol(+) kg}^{-1}$ .

Si nos fijamos en la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003, se observa que la mayor concentración de este elemento según el método del cloruro bórico se registró, tanto a 5 como a 25 cm, en diciembre de 2001, reduciéndose de forma

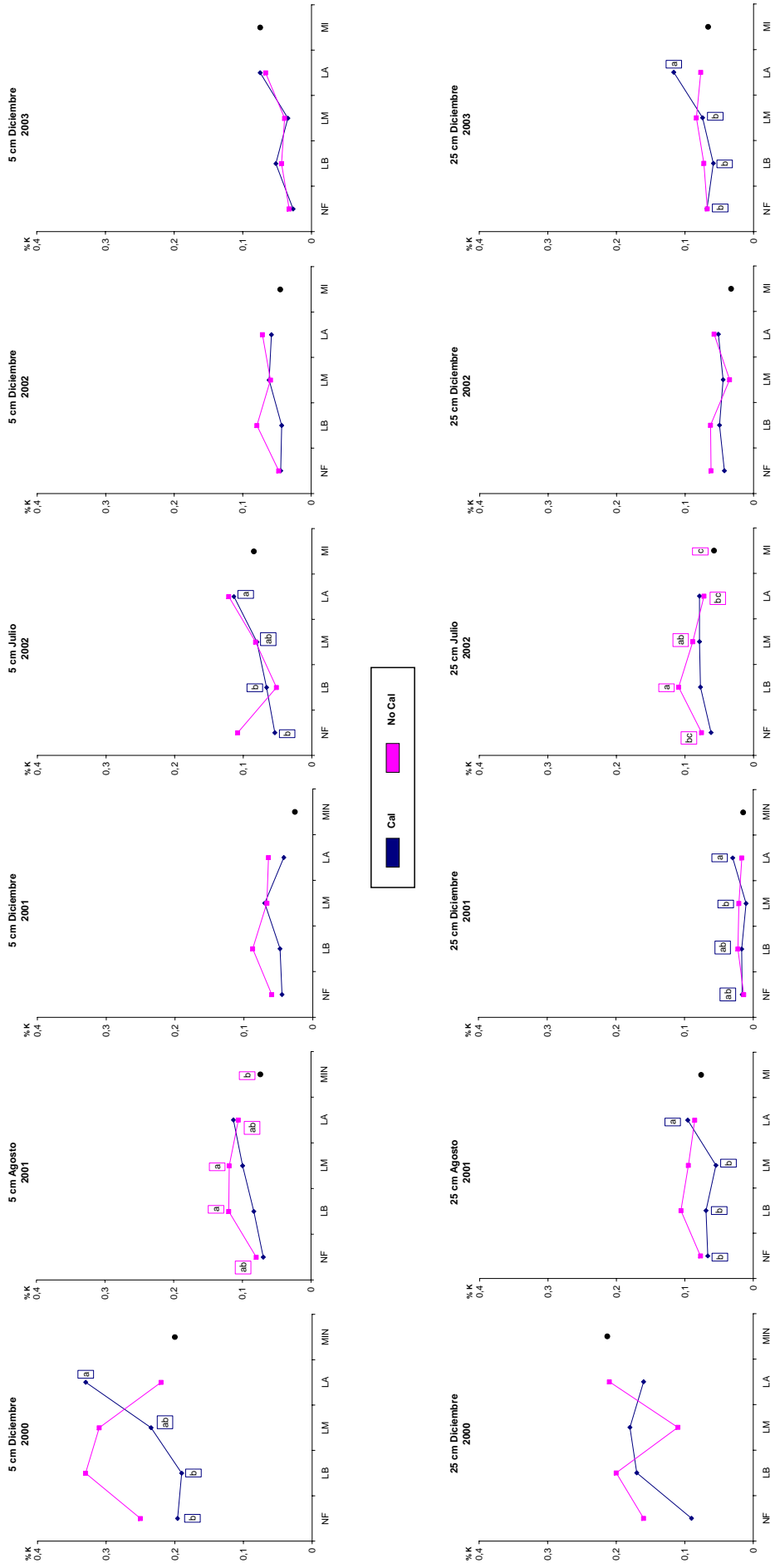


Figura 43. Variación de la concentración de potasio total (% K) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MI: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.



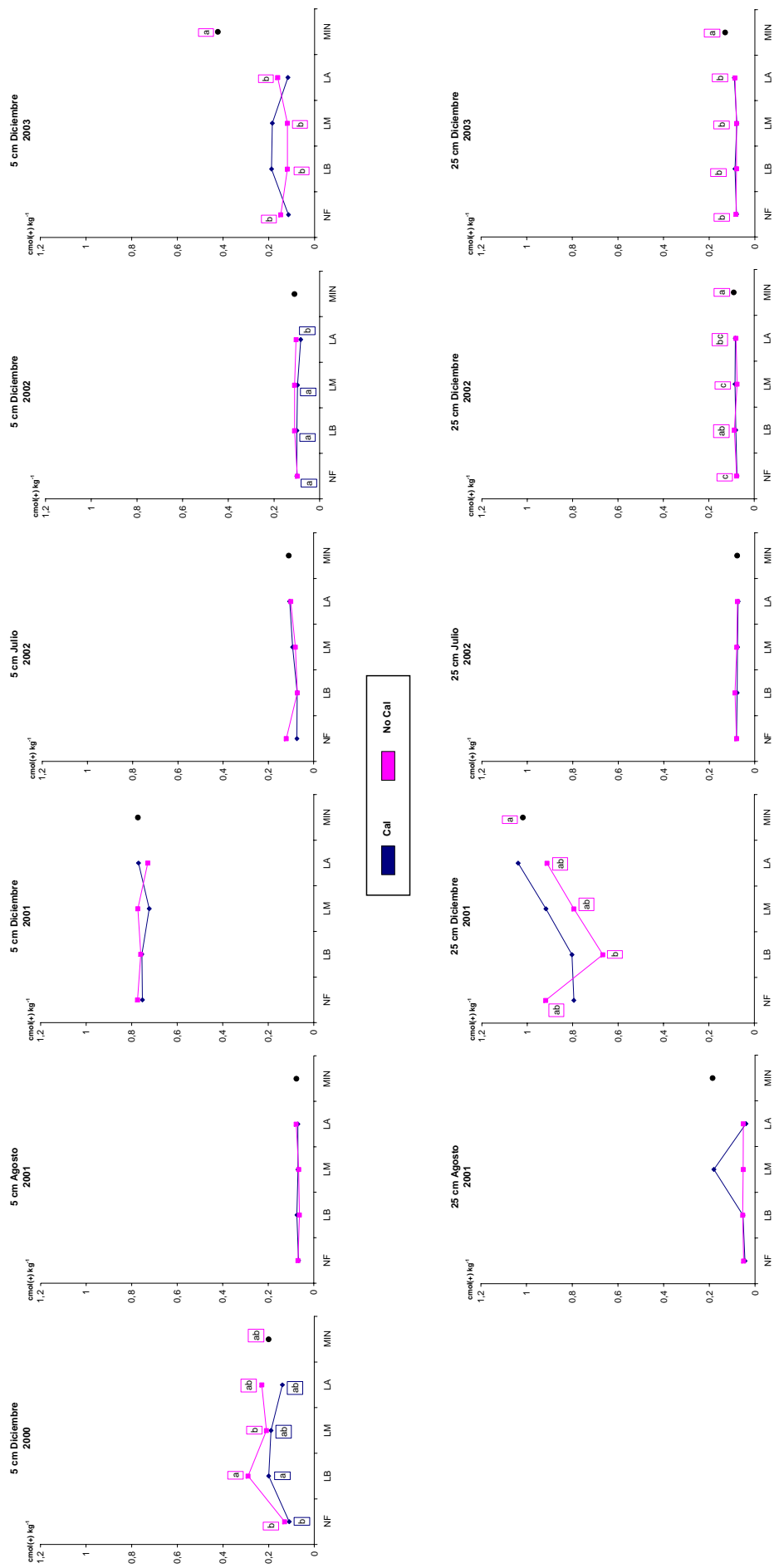


Figura 44. Niveles de potasio disponible según el método del cloruro bórico (cmol(+) kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000 y variación de los mismos durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,64 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

muy notable en el año 2002, para incrementarse ligeramente en el año 2003, pero sólo en las muestras recogidas a 5 cm.

En el caso de la variación intraanual, no se observa un comportamiento homogéneo durante los años de estudio; así, durante el año 2001, en el caso de las dos profundidades analizadas, la concentración de este elemento se incrementa a finales de año, mientras que en el año 2002 no se registraron variaciones estacionales.

Con respecto a los tratamientos de fertilización, se registró un efecto significativo de dichos tratamientos cuando se realizaron los ANOVA por corte. En el caso de las muestras tomadas superficialmente en las parcelas encaladas el efecto se registró en diciembre de 2000 y 2002 ( $p<0,05$ ), mientras que en las parcelas no encaladas se registró en los muestreos de diciembre de 2000 y 2001 ( $p<0,05$ ). Para las muestras de 25 cm, el efecto significativo de los tratamientos se obtuvo en diciembre 2001 ( $p<0,06$ ), diciembre 2002 ( $p<0,05$ ) y diciembre de 2003 ( $p<0,05$ ) en las parcelas no encaladas.

En general no se observa una respuesta clara de los niveles de potasio disponible según el método del cloruro bárico frente al encalado, mientras que la aplicación de lodo los incrementó generalmente. Asimismo, cabe destacar que, en general, con el tratamiento MIN se registraron concentraciones de K disponible según el método del cloruro bárico similares a las observadas en las parcelas fertilizadas orgánicamente, aunque la media del tratamiento de fertilización mineral fue significativamente mayor en el año 2003 en las dos profundidades analizadas, y a 25 cm en diciembre de 2001 y 2002, respuesta que puede ser debida a los aportes de potasio que se realizaron con la fertilización mineral.

### *4.11.1.3 Potasio disponible según el método Mehlich 3*

La cantidad de potasio disponible en el suelo según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003 en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio se muestra en la figura 45. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, deduciéndose un efecto significativo del encalado y del muestreo en el caso de las muestras recogidas a 5 cm y la interacción significativa fertilización\*muestreo ( $p<0,09$ ) cuando las muestras fueron tomadas a 25 cm.

La concentración de potasio disponible según el método Mehlich 3 se encuentra dentro del rango 60,19-121,35 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 5 cm, y en el 40,55-111,41 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las tomadas a 25 cm. Exceptuando en el muestreo de diciembre de 2001, este elemento se encontró en mayores concentraciones en los primeros centímetros del suelo.

Si evaluamos la evolución interanual comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003, se observa un diferente comportamiento del potasio disponible según el método Mehlich 3 según la profundidad analizada. Así superficialmente (5 cm) la presencia de este

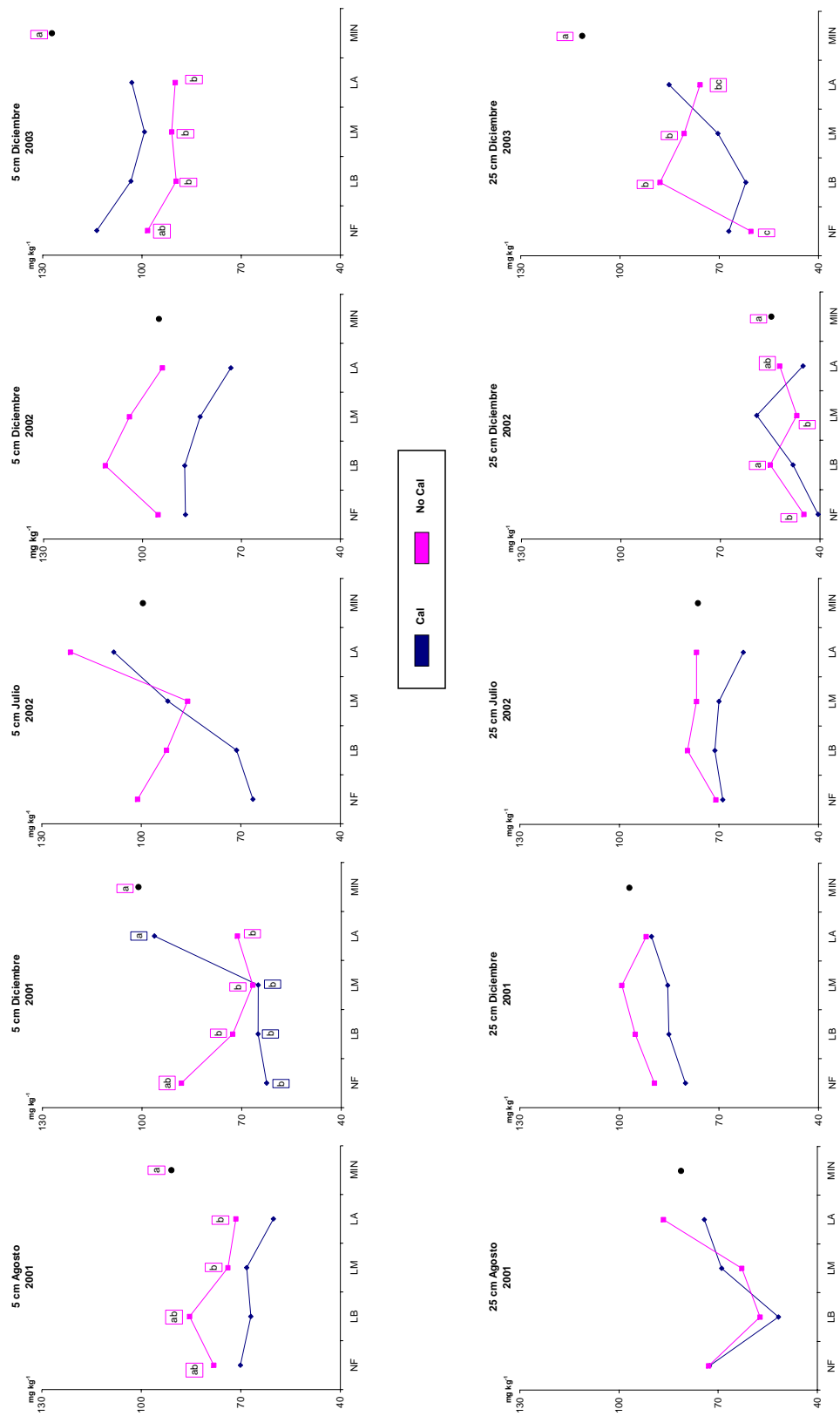


Figura 45. Variación del los niveles de potasio disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de fodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de fodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

nutriente se incrementa en el año 2002 con respecto al 2001, incremento que también se registra en el 2003 en el caso de las parcelas encaladas. Sin embargo, en las muestras recogidas a 25 cm se registró el comportamiento opuesto, descendiendo los niveles de potasio disponible según el método Mehlich 3 en el año 2002 con respecto al 2001, para elevarse de nuevo en el 2003.

En cuanto a la variación intraanual se observa que, en general, los niveles disponibles de potasio según el método Mehlich 3, cuando el muestreo se hizo a 5 cm, se mantienen de forma más o menos estable a lo largo del año, mientras que cuando el muestreo se realiza a mayor profundidad no se observa una regularidad en el comportamiento de este nutriente, dado que en el año 2001 la concentración más alta se registró en diciembre, mientras que en 2002 se obtuvo en verano.

Con respecto a los tratamientos de fertilización, superficialmente se registró un efecto significativo de dichos tratamientos cuando se realizaron los ANOVA por corte. Así, en el caso de las muestras tomadas superficialmente, en las parcelas encaladas el efecto se registró en diciembre de 2001 ( $p<0,06$ ) mientras que en las parcelas no encaladas se registró en los muestreos de agosto ( $p<0,01$ ) y diciembre de 2001 ( $p<0,08$ ), y en diciembre de 2003 ( $p<0,05$ ). En el caso de los muestreos realizados a 25 cm, en parcelas no encaladas el efecto significativo de los tratamientos se obtuvo en diciembre de 2002 ( $p<0,05$ ) y diciembre de 2003 ( $p<0,01$ ).

Igual que sucedía con la concentración total de potasio en el suelo, la aplicación de caliza reduce, en general, la disponibilidad de potasio según el método Mehlich 3. Por otro lado, no se observó un incremento significativo de la disponibilidad de este elemento con la aplicación de lodo como fertilizante, con respecto del tratamiento control (NF).

En el caso del tratamiento MIN, la concentración de potasio disponible (Mehlich 3) fue significativamente superior a la registrada en el resto de los tratamientos en las muestras superficiales de los años 2001 y 2003, comportamiento similar al registrado a 25 cm en diciembre de 2002 y 2003; en el resto de los muestreos la disponibilidad de este elemento fue similar a la registrada en las parcelas fertilizadas orgánicamente. Estas respuestas pueden ser debidas a los aportes de potasio que se realizan con la aplicación del fertilizante mineral.

### **4.11.2 FITOMASA AÉREA**

El contenido de potasio total presente en la fitomasa aérea en los diferentes cortes realizados en el período de estudio (2001-2003) puede observarse en la figura 46. Los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos se muestran en la tabla 5 del anexo 1, en la que se puede ver un efecto significativo de las interacciones fertilización\*encalado\*año ( $p<0,06$ ) y muestreo\*año.

El rango de variación de la concentración de potasio total en la fitomasa aérea osciló entre el 0,22 y el 1,89% en el año 2001 y entre el 0,13 y el 2,28% en 2002, reduciéndose hasta el intervalo 0,12-0,77% en 2003. Si analizamos la variación estacional cabe destacar que la concentración de este macronutriente en la fitomasa aérea disminuye a medida que avanza el año,

registrándose las menores concentraciones en los meses de otoño, respuesta que puede deberse a las bajas temperaturas que se registran en esta estación del año, las cuales limitan el crecimiento del pasto y por tanto la absorción de este nutriente.

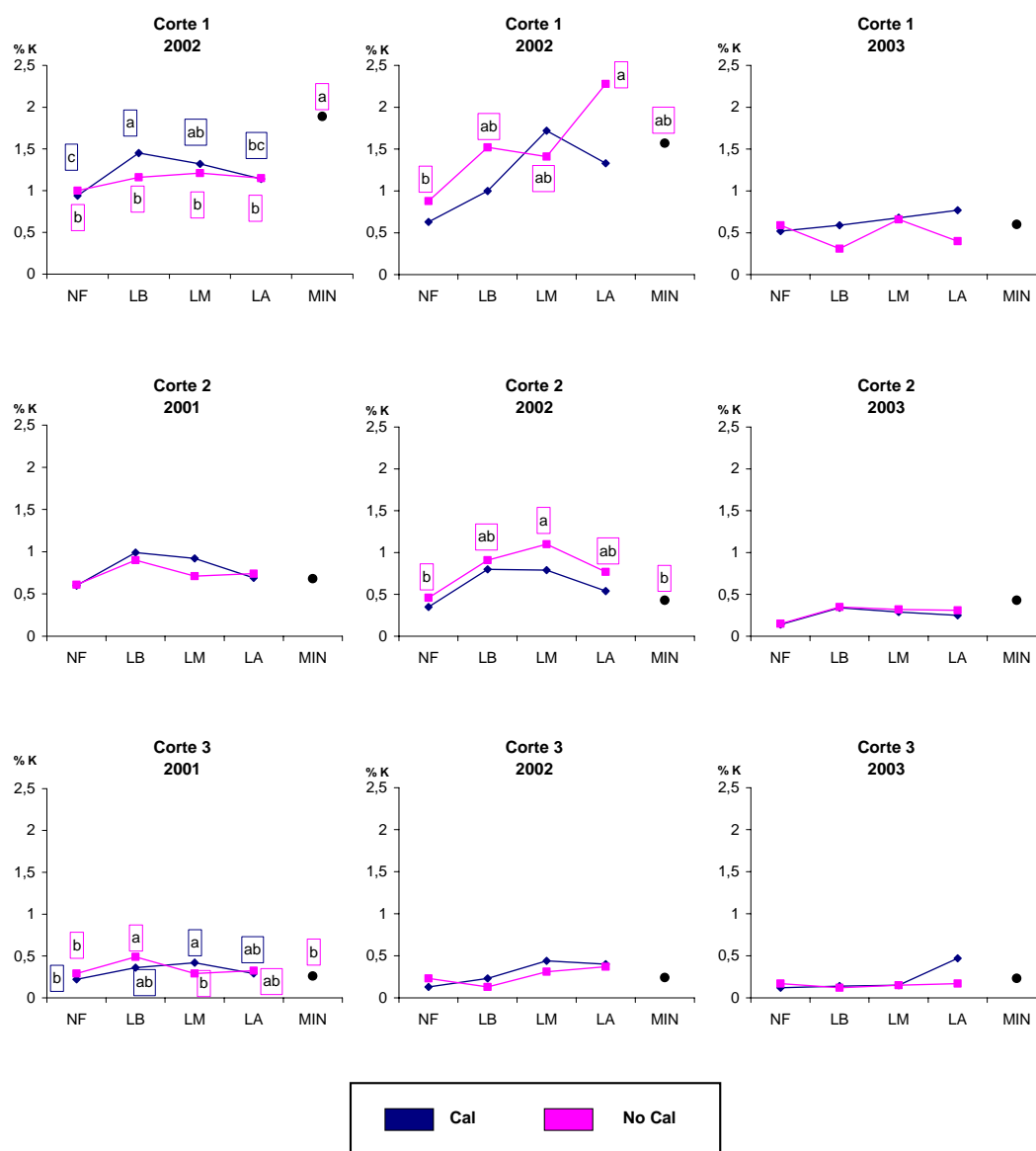


Figura 46. Contenido de potasio total en la fitomasa aérea (% K) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Las diferencias significativas entre los tratamientos se registraron en los años 2001 (primer y tercer corte) y 2002 (primer y segundo corte), no manifestándose en 2003. Resaltaremos que las concentraciones más altas de potasio en el año 2001 se encuentran asociadas a las parcelas encaledas y fertilizadas orgánicamente en los años previos a esta experiencia, siendo en general el

aumento de potasio inversamente proporcional a la dosis de lodo aplicada, de forma que las concentraciones de potasio en los tratamientos LA y NF no fueron significativamente diferentes.

En 2002, las concentraciones más altas de potasio se asociaron generalmente a las parcelas no encaladas y fertilizadas orgánicamente, siendo significativamente mayor la concentración de este nutriente en los tratamientos LA y LM, en el primer y segundo corte respectivamente, con respecto al tratamiento NF.

En cuanto al tratamiento mineral, al igual que ocurría en el caso del potasio total en el suelo, la concentración de este nutriente en la fitomasa aérea no presenta diferencias significativas con respecto al tratamiento testigo (NF).

## **4.12 SODIO**

### **4.12.1 SUELO**

#### *4.12.1.1 Contenido de sodio total en suelo*

La figura 47 recoge la concentración total de sodio registrada al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones obtenidas en los muestreos realizados, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), a lo largo del período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. Los ANOVAs correspondientes (tabla 1 anexo 1) indican un efecto significativo de la interacción fertilización\*encalado\*muestreo ( $p < 0,09$ ) en el caso de las muestras realizadas a 5 cm, y únicamente del muestreo cuando las muestras se tomaron a mayor profundidad.

Los niveles totales de sodio en el suelo se situaron dentro del rango 0,02-0,2% en las muestras tomadas superficialmente, y en el 0,02-0,18% cuando las muestras se tomaron a 25 cm, resultando en el período 2000-2001 el contenido total de sodio en el suelo más alto en los primeros 5 cm.

Al analizar la variación interanual, comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003, se observa que la concentración total de sodio, tanto a 5 como a 25 cm, desciende en el año 2001 con respecto al 2000, para mantenerse estable en el año 2002, incrementándose en 2003, evolución muy similar a la registrada en el caso del potasio. En cuanto a la evolución estacional, los niveles de sodio total descienden en los muestreos realizados a finales de año.

En cuanto al efecto de los diferentes tratamientos sobre los niveles totales de sodio en las muestras tomadas a 5 cm, el encalado, en general, conlleva una reducción de la presencia de sodio en el suelo, respuesta que a 25 cm no se produce de forma clara.

Con respecto a los tratamientos de fertilización, aunque en el modelo general no se obtuvo un efecto significativo de la fertilización cuando las muestras procedían de una profundidad de 25 m, al realizar los ANOVA por corte de dichas muestras se obtuvo un efecto significativo de la

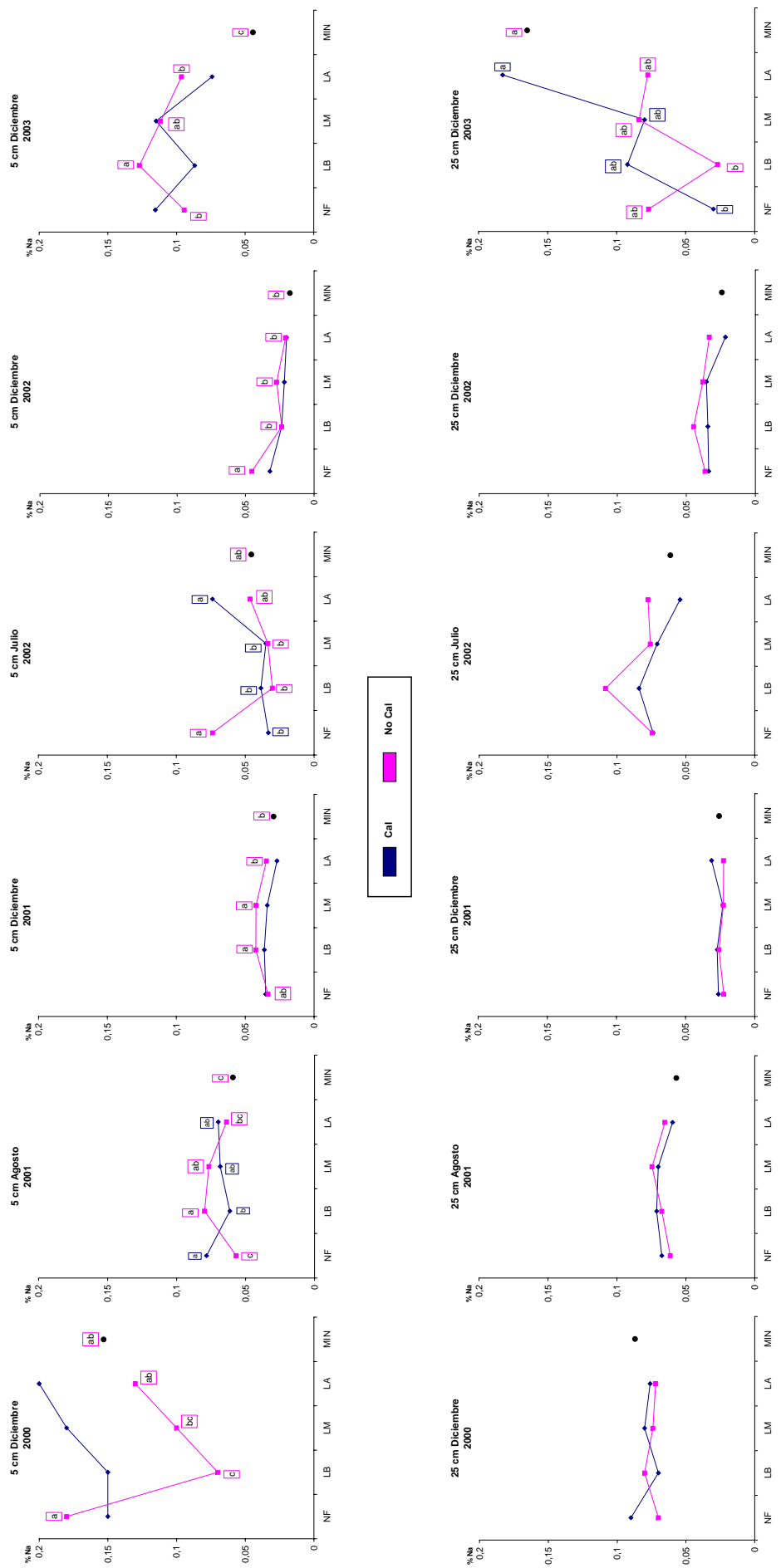


Figura 47. Concentración de sodio total (% Na) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y variación de la misma durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

fertilización únicamente en el muestreo realizado en 2003, tanto en las parcelas encaladas ( $p < 0,08$ ) como en las no encaladas ( $p < 0,06$ ).

Los mayores niveles de sodio en la superficie del suelo se asociaron, de forma general, a las parcelas que tuvieron aportes de lodo, registrándose valores significativamente más elevados en el tratamiento LB que en los tratamientos NF y MIN, cuando las parcelas no fueron encaladas. En las muestras tomadas a 25 cm no se registró un comportamiento claro de los niveles de sodio.

En cuanto al tratamiento MIN, los niveles de sodio no presentaron diferencias significativas con respecto a los obtenidos en el tratamiento testigo.

### *4.12.1.2 Sodio disponible según el método del cloruro bórico*

La cantidad de sodio disponible en el suelo según el método del cloruro bórico a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, y al inicio del ensayo (diciembre 2000) a 5 cm de profundidad, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio se muestra en la figura 48. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, de donde se desprende un efecto significativo del muestreo en el caso de las muestras recogidas a 5 cm; y de las interacciones fertilización\*muestreo y encalado\*muestreo en las muestras tomadas a 25 cm.

La concentración de sodio disponible según el método del cloruro bórico se encuentra dentro del rango  $0,14-0,81 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  cuando las muestras se recogieron a 5 cm, reduciéndose hasta  $0,13-1,14 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  en las tomadas a 25 cm. Exceptuando el muestreo de diciembre de 2001, este elemento se encontró en mayores concentraciones en los primeros centímetros del suelo, comportamiento que coincide con el observado en la disponibilidad del potasio según el método del cloruro bórico.

La evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre), nos muestra, tanto a 5 como a 25 cm, un incremento de los niveles de sodio disponible según el método del cloruro bórico en diciembre de 2001, reduciéndose en 2002 para mantenerse en 2003. En cuanto a la evolución estacional, y a diferencia de lo que sucedía con los niveles de sodio total, indicar que en el año 2001 la máxima concentración de sodio disponible (cloruro bórico) se registró en diciembre, respuesta que no se mantuvo en 2002, año en el que la concentración de este nutriente se mantuvo estable en los muestreos realizados.

En cuanto a los tratamientos analizados, en el período 2000-2001 se observa un efecto negativo del encalado en los primeros 5 cm del suelo, mientras que durante 2002-2003 no se detectó una respuesta clara frente a la adición de caliza a ninguna de las dos profundidades analizadas.



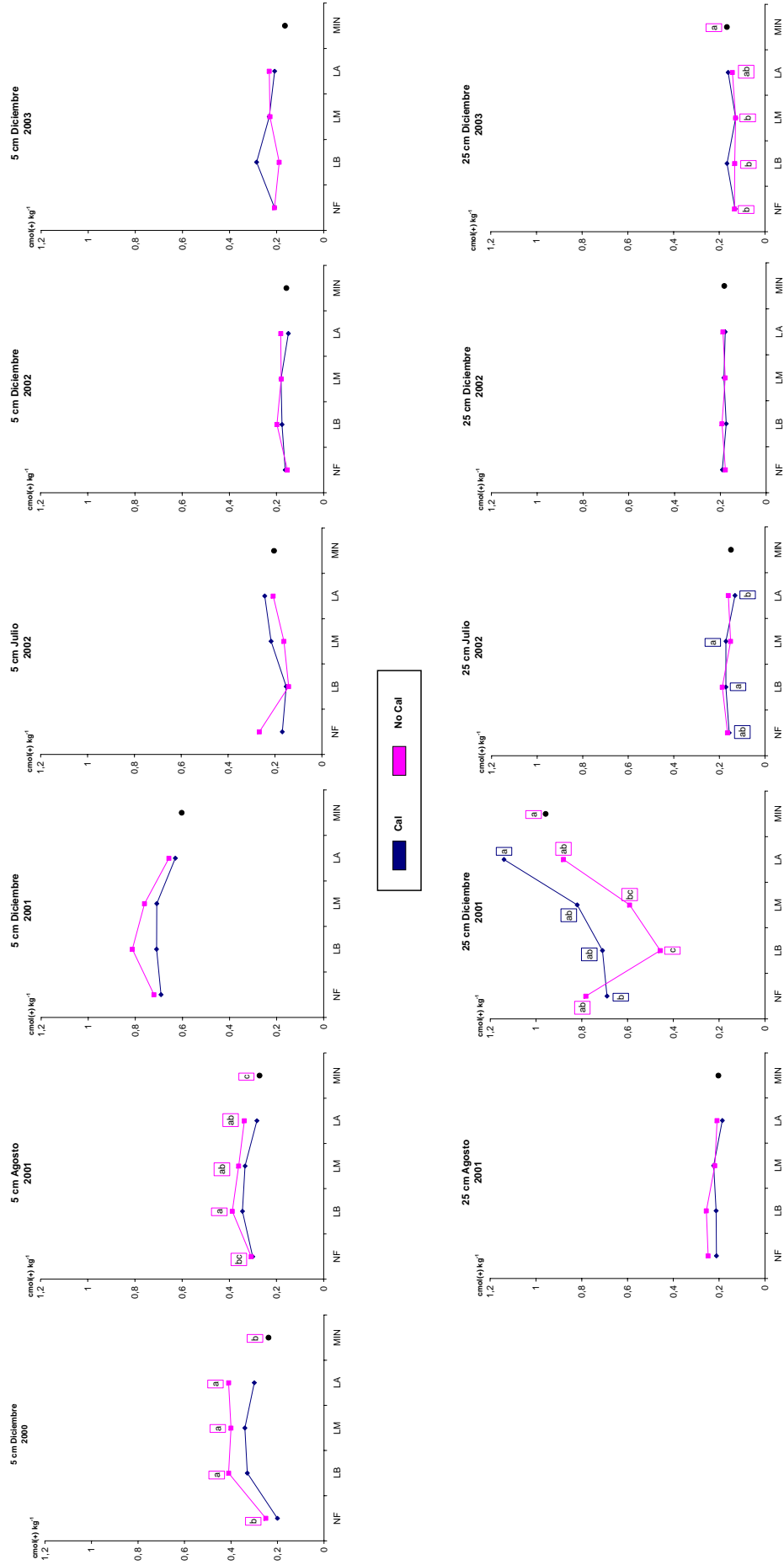


Figura 48. Niveles de sodio disponible según el método del cloruro bórico ( $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0.16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0.32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0.48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

En el caso de la fertilización orgánica, en las muestras recogidas a 5 cm, no se registró un efecto significativo del tratamiento, exceptuando el muestreo de agosto de 2001 en el que realizando el ANOVA por muestreo se registra un efecto significativo del tratamiento en el caso de las parcelas no encaladas ( $p < 0,05$ ). En las muestras tomadas a 25 cm, no se observó un efecto claro de la fertilización orgánica sobre la disponibilidad de sodio en el suelo (cloruro bórico).

El tratamiento MIN presentó, de forma general, concentraciones de sodio disponible similares a las registradas en las parcelas con el tratamiento NF.

### **4.12.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de sodio en la fitomasa aérea a lo largo de los muestreos realizados en el período de estudio (2001-2003) puede observarse en la figura 49, cuyo ANOVA se presenta en la tabla 5 del anexo 1, pudiendo apreciarse un efecto significativo de las interacciones muestreo\*año y fertilización\*año.

La concentración de este elemento en la fitomasa aérea osciló entre el 0,06 y el 0,47% en el año 2001, situándose en 2002 y 2003 entre el 0,03 y el 0,51% y entre el 0,02 y el 0,41% respectivamente, lo que nos indica que, de forma general, los niveles de sodio en la fitomasa aérea se mantuvieron estables a lo largo del período analizado. Asimismo, en cuanto a la variación estacional, cabe indicar que se observa un paulatino descenso de la presencia de sodio en la fitomasa aérea a medida que avanzan los cortes a lo largo del año, registrándose generalmente las concentraciones más altas en primavera y las más bajas en otoño.

En relación con los tratamientos, se observa que las concentraciones más elevadas de sodio se encuentran asociadas al tratamiento de no encalado. Asimismo, la fertilización orgánica realizada en los años previos a esta experiencia incrementó, en la mayoría de los casos, la proporción de sodio en la fitomasa aérea.

La fitomasa aérea desarrollada sobre las parcelas que únicamente fueron fertilizadas inorgánicamente (MIN) presentó niveles de sodio similares a los obtenidos en el tratamiento NF, coincidiendo en general con los resultados obtenidos en suelo.

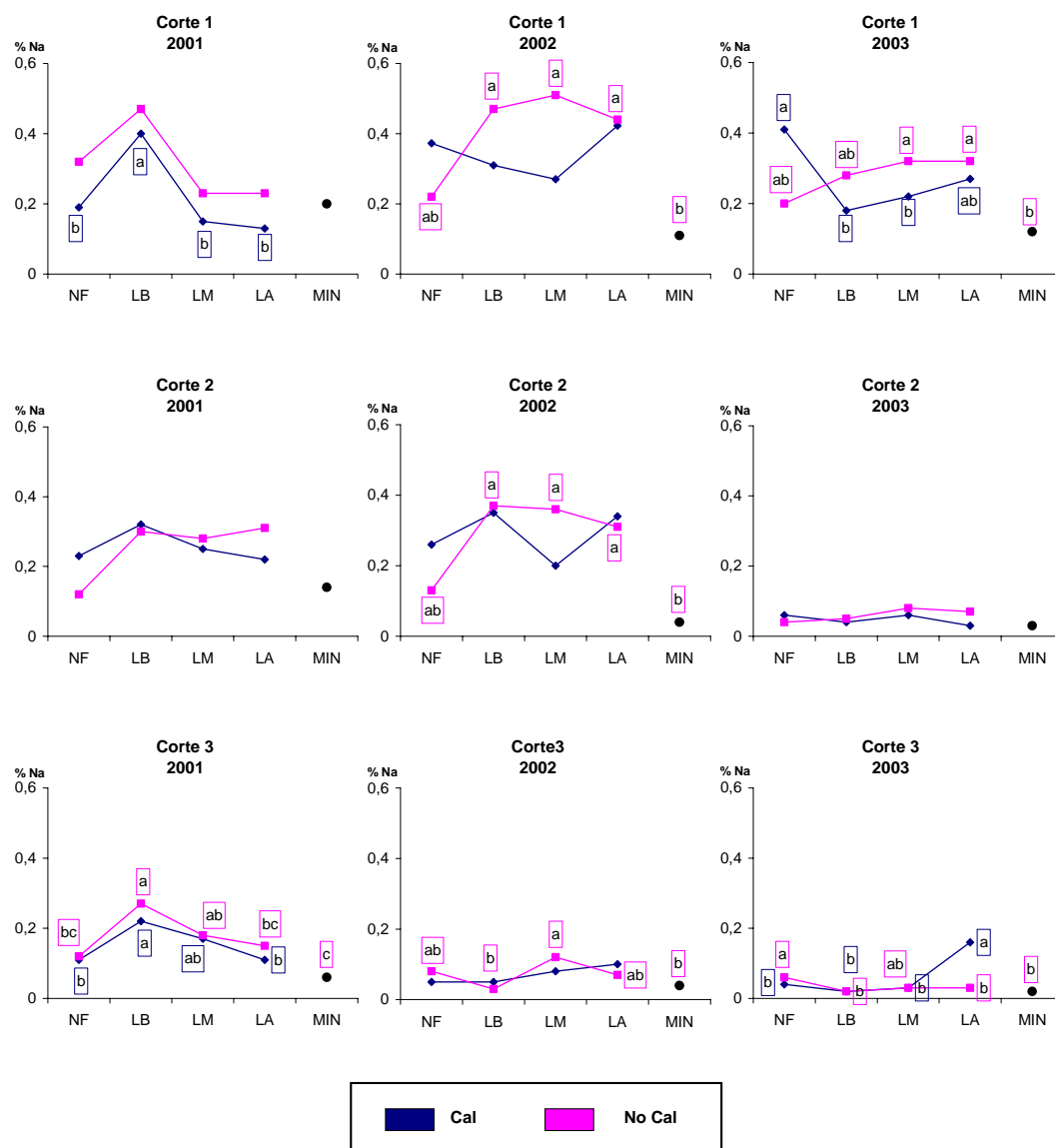


Figura 49. Contenido de sodio total en la fitomasa aérea (% Na) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## 4.13 CALCIO

### 4.13.1 SUELO

#### 4.13.1.1 *Contenido de calcio total en suelo*

La figura 50 muestra la concentración de calcio total registrada al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones obtenidas en los muestreos realizados, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, durante el período 2001-2003. Los ANOVAs correspondientes (tabla 1 anexo 1) indican un efecto significativo de las interacciones fertilización\*muestreo,

fertilización\*encalado y encalado\*muestreo ( $p<0,08$ ) en las muestras recogidas superficialmente, mientras que en el caso de las tomadas a 25 cm resultó significativa la interacción fertilización\*encalado \*muestreo ( $p<0,07$ ).

Los niveles de calcio registrados en el suelo varían entre el 0,12 y el 0,86% en las muestras tomadas a 5 centímetros, mientras que en las tomadas a 25 el rango oscila entre el 0,04 y el 0,57%. En éstas últimas, exceptuando el muestreo de 2003, la concentración de calcio total fue menor que la registrada superficialmente.

Al analizar la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2000-2003) cabe indicar que, tanto a 5 como a 25 cm, se observa un descenso en la proporción de calcio total en el suelo en el año 2001, con respecto al 2000, incrementándose posteriormente en el 2002, pero reduciéndose nuevamente en el 2003. En el caso de la evolución estacional, en las dos profundidades analizadas se aprecia un aumento de la concentración de calcio total a medida que transcurre el año.

En cuanto a los tratamientos, a excepción del muestreo realizado a 25 cm en 2003, el encalado aumenta los niveles de calcio total en el suelo, debido principalmente a los aportes de calcio que conlleva este tratamiento. Asimismo, la aplicación de fertilizante orgánico durante los años previos a este estudio incrementó los niveles del elemento que nos ocupa en el suelo, tanto a 5 como a 25 cm, resultando generalmente la concentración a 5 cm significativamente superior en el tratamiento LA, con respecto al NF, cuando el tratamiento de fertilización orgánica no se encaló.

En el caso del tratamiento MIN, los niveles de calcio total son similares a los registrados en las parcelas testigo.

### 4.13.1.2 Calcio disponible según el método del cloruro bórico

La concentración de calcio disponible, según el método del cloruro bórico, al inicio de la experiencia (diciembre 2000) y en los muestreos realizados, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, durante el período 2001-2003 se muestra en la figura 51. Los ANOVAs correspondientes (tabla 1, anexo 1) indican un efecto significativo de la interacción fertilización\*encalado\*muestreo ( $p<0,09$ ) en las muestras recogidas superficialmente, mientras que en las tomadas a 25 cm se registró la interacción significativa fertilización\*encalado, así como un efecto significativo del muestreo.

Los niveles de calcio disponible, según el método del cloruro bórico, varían entre 0,7 y 13,4 cmol(+) kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas a 5 cm, mientras que en las tomadas a 25 el rango oscila entre 0,5 y 5,39 cmol(+) kg<sup>-1</sup>. En éstas últimas, al igual que sucedía en el caso del calcio total, la concentración de calcio disponible según el método del cloruro bórico fue menor que la registrada superficialmente.

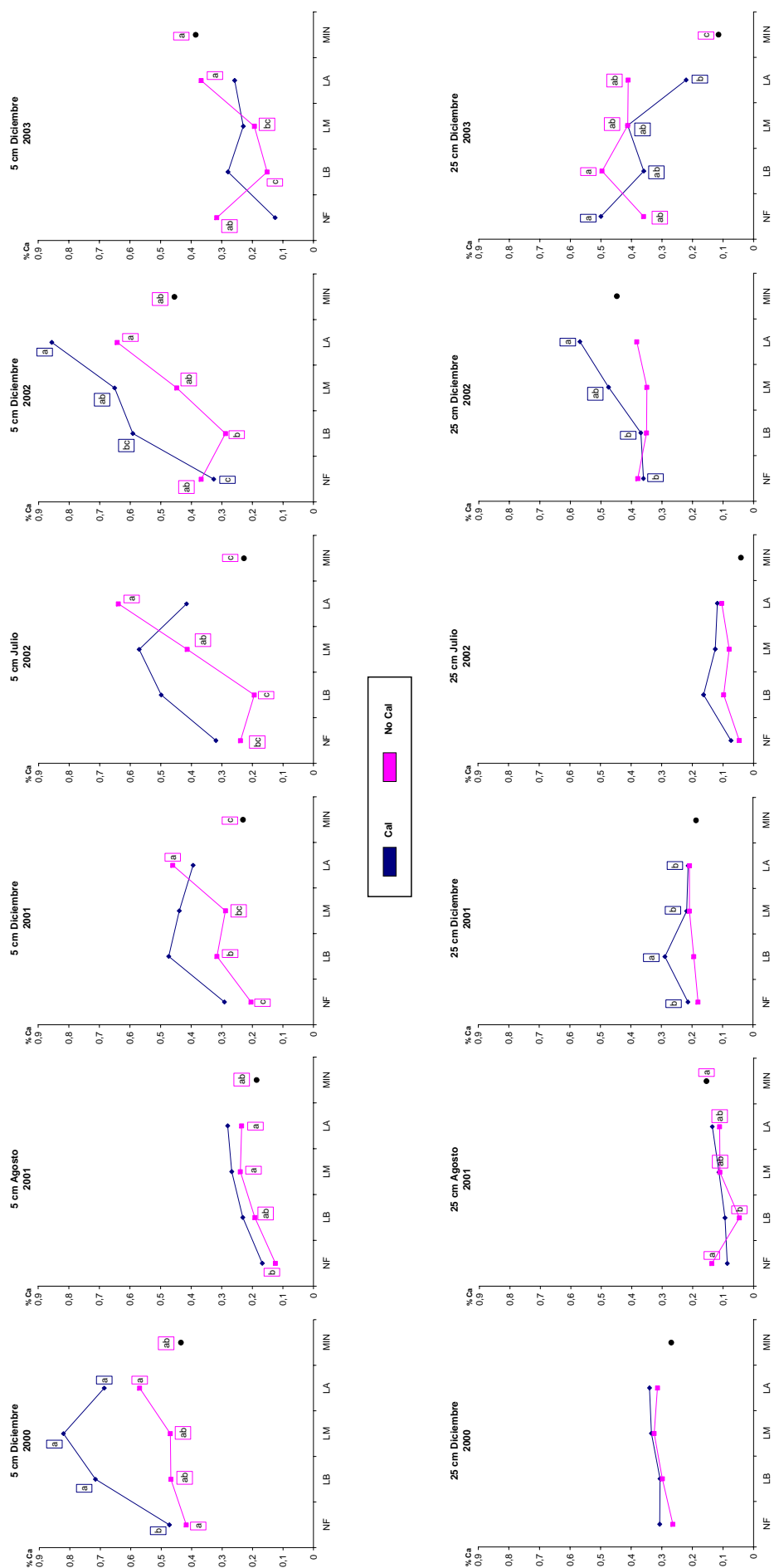


Figura 50. Concentración de calcio total (% Ca) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y variación de la misma durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN: 500  $\text{kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

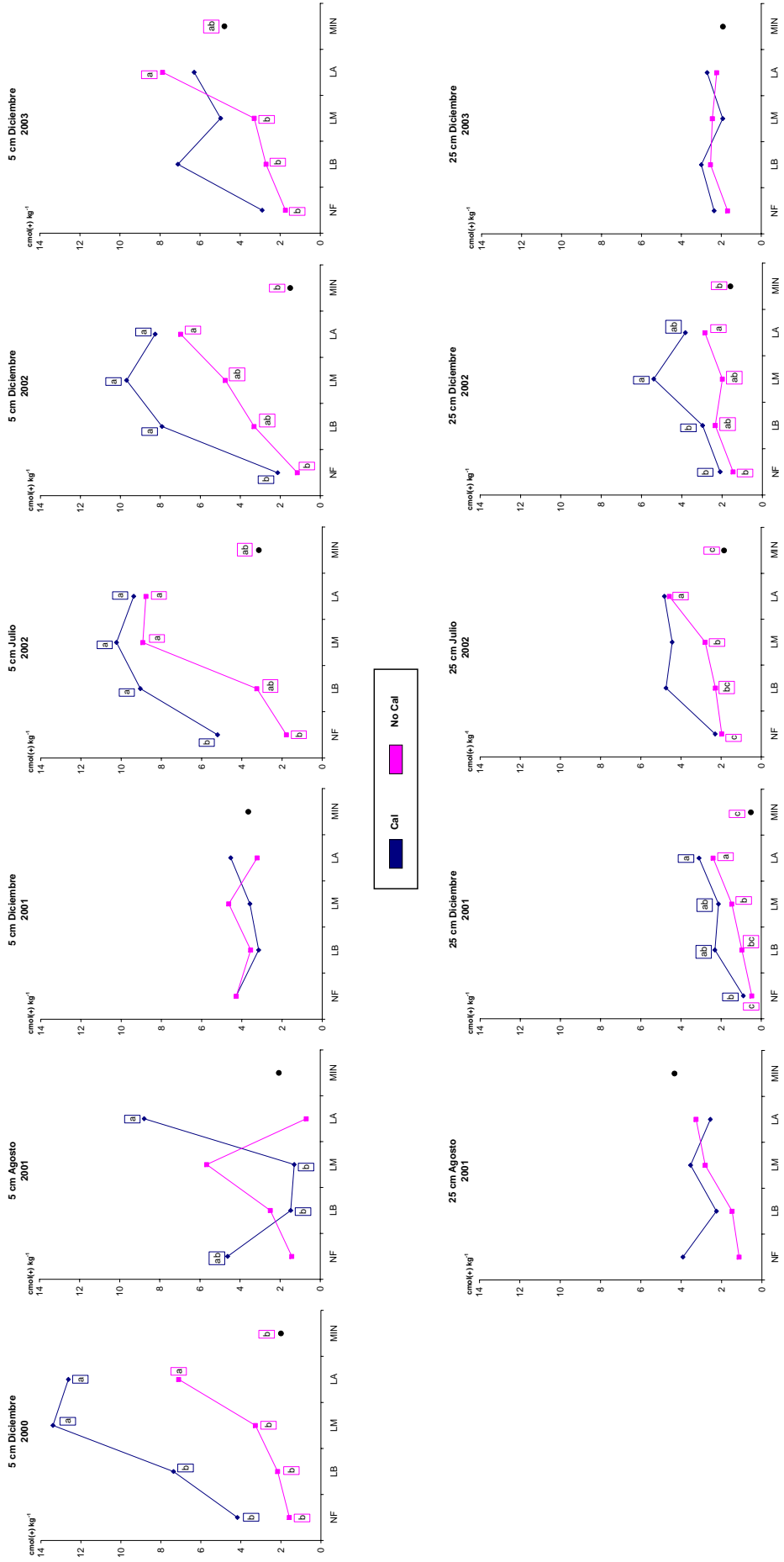


Figura 51. Niveles de calcio disponible según el método del cloruro bórico (cmol(+) kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, y variación de los mismos durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Si nos fijamos en la evolución interanual, comparando los resultados obtenidos en los muestreos de diciembre, se observa un comportamiento similar al descrito para los niveles de calcio total; así, se detecta un descenso de la disponibilidad de calcio en las muestras superficiales en el año 2001, con respecto al 2000, comportamiento que puede ser debido al lavado producido por las importantes precipitaciones registradas en el 2001. En el año 2002, tanto a 5 como a 25 cm, los niveles de calcio disponible se incrementaron con respecto al año anterior, descendiendo ligeramente en 2003.

Analizando la evolución estacional se observa, a las dos profundidades, un ligero descenso de la disponibilidad de calcio (método de cloruro bórico) a medida que avanza el año.

En cuanto a los tratamientos, en general, la concentración de calcio disponible presentó un comportamiento similar al observado para el pH en agua, es decir que el encalado afecta de forma positiva a la cantidad de calcio disponible en el suelo, lo que puede deberse al propio efecto del aporte de la cal.

En general, en las muestras tomadas superficialmente en las parcelas encaladas, la aplicación de lodo como fertilizante en los años previos a este estudio incrementó significativamente los niveles de calcio disponible en los muestreos realizados en el año 2000. En las parcelas no encaladas, los mayores niveles de calcio disponible según el método del cloruro bórico se asociaron a la dosis LM en el año 2001, mientras que en los restantes muestreos la concentración de este elemento fue significativamente superior en el tratamiento LA con respecto al tratamiento testigo.

En las muestras recogidas a 25 cm se registró un aumento significativo de calcio disponible al incrementar la dosis de lodo aplicada al suelo, tanto en las parcelas encaladas como en las no encaladas, comportamiento que puede explicarse por el hecho de que dosis elevadas de lodo conllevan un importante aporte de calcio, actuando ellas mismas como encalantes.

En cuanto al tratamiento MIN, generalmente se asociaron a él niveles de calcio disponible según el método del cloruro bórico similares a los registrados en el tratamiento NF, lo que puede deberse al desplazamiento que realiza el potasio sobre este elemento, así como al bajo pH registrado en este tratamiento y a la ausencia de aportes de calcio.

#### 4.13.1.3 Calcio disponible según el método Mehlich 3

La cantidad de calcio disponible en el suelo según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, y al inicio del ensayo (diciembre 2000) a 25 cm de profundidad, en función de los tratamientos aplicados en los años previos a este estudio se muestra en la figura 52. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, deduciéndose un efecto significativo de la interacción fertilización\*encalado en las muestras recogidas a las dos profundidades analizadas, además de un efecto significativo de las interacciones

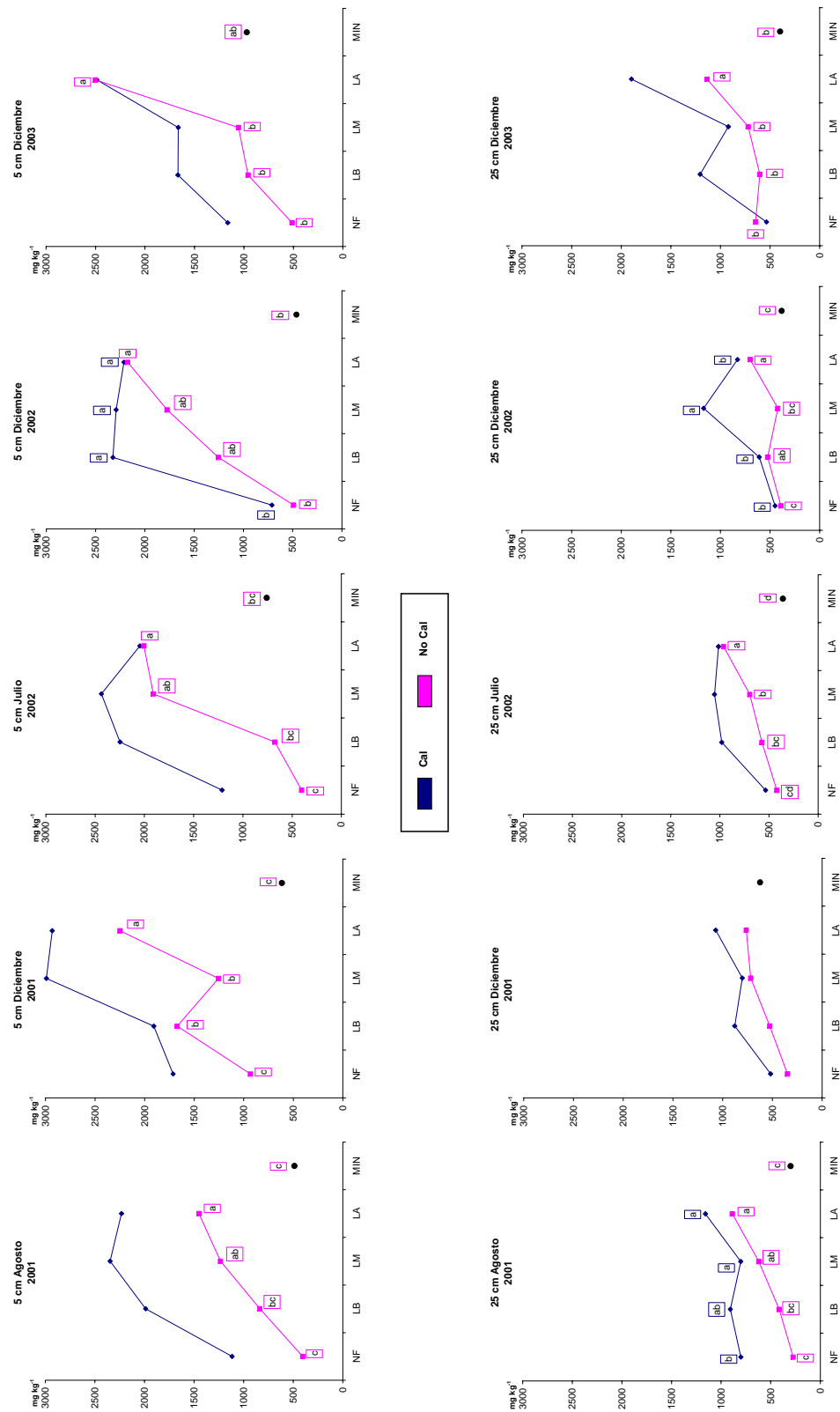


Figura 52. Variación de los niveles de calcio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo ( $0.16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de fodo ( $0.32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de fodo ( $0.48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.



encalado\*muestreo ( $p < 0,06$ ), cuando las muestras se recogieron a 5 cm, y fertilización\*muestreo cuando la profundidad de toma de muestras fue 25 cm.

La concentración de calcio disponible según el método Mehlich 3 se encuentra entre 403,5 y 2991 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 5 cm, y entre 273,3-1896,5 mg kg<sup>-1</sup> en las tomadas a 25 cm. Como ocurría con los niveles de calcio total y disponible según el método del cloruro bórico, la concentración de calcio disponible según el método Mehlich 3 resultó más elevada en los primeros centímetros del suelo.

Al analizar la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003) se observa, en general, un ligero descenso de los niveles de calcio disponible (Mehlich 3) a medida que transcurre el período estudiado cuando las muestras se tomaron superficialmente, comportamiento opuesto al registrado a 25 cm, donde la cantidad de calcio disponible (Mehlich 3) se incrementa ligeramente a medida avanza el período de estudio.

En cuanto a la variación estacional, en el año 2001 los niveles de calcio disponible (Mehlich 3) en superficie son mayores en diciembre, respuesta que se no se produce en 2002, año en el que se mantienen estables las concentraciones en los muestreos realizados. A diferencia de lo ya indicado, cuando las muestras se tomaron a 25 cm la concentración de este elemento desciende ligeramente al avanzar el período anual.

Al igual que sucedía en el caso del calcio disponible según el método del cloruro bórico, la aplicación de caliza incrementa los niveles de calcio disponible según el método de Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas. Asimismo, en general, la aplicación de fertilización orgánica en los años previos a este estudio incrementaron los niveles de calcio, efecto más notable en las parcelas no encaladas, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, donde la disponibilidad de calcio (Mehlich 3) es significativamente mayor en el tratamiento LA con respecto al testigo (NF).

Al igual que en el apartado anterior, en el tratamiento MIN los niveles de calcio disponible (Mehlich 3) son similares a los registrados en el tratamiento NF.

#### **4.13.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de calcio en la fitomasa aérea en los muestreos realizados en el período de estudio (2001-2003) puede observarse en la figura 53, cuyo ANOVA se muestra en la tabla 5 del anexo 1, deduciéndose un efecto significativo de las interacciones fertilización\*muestreo\*año y fertilización\*encalado y encalado\*año ( $p < 0,07$ ).

La concentración de este elemento en la fitomasa aérea osciló entre el 0,09 y el 0,94% en el año 2001, situándose en 2002 y 2003 en los intervalos 0,27-0,58% y 0,19-0,69%, respectivamente.

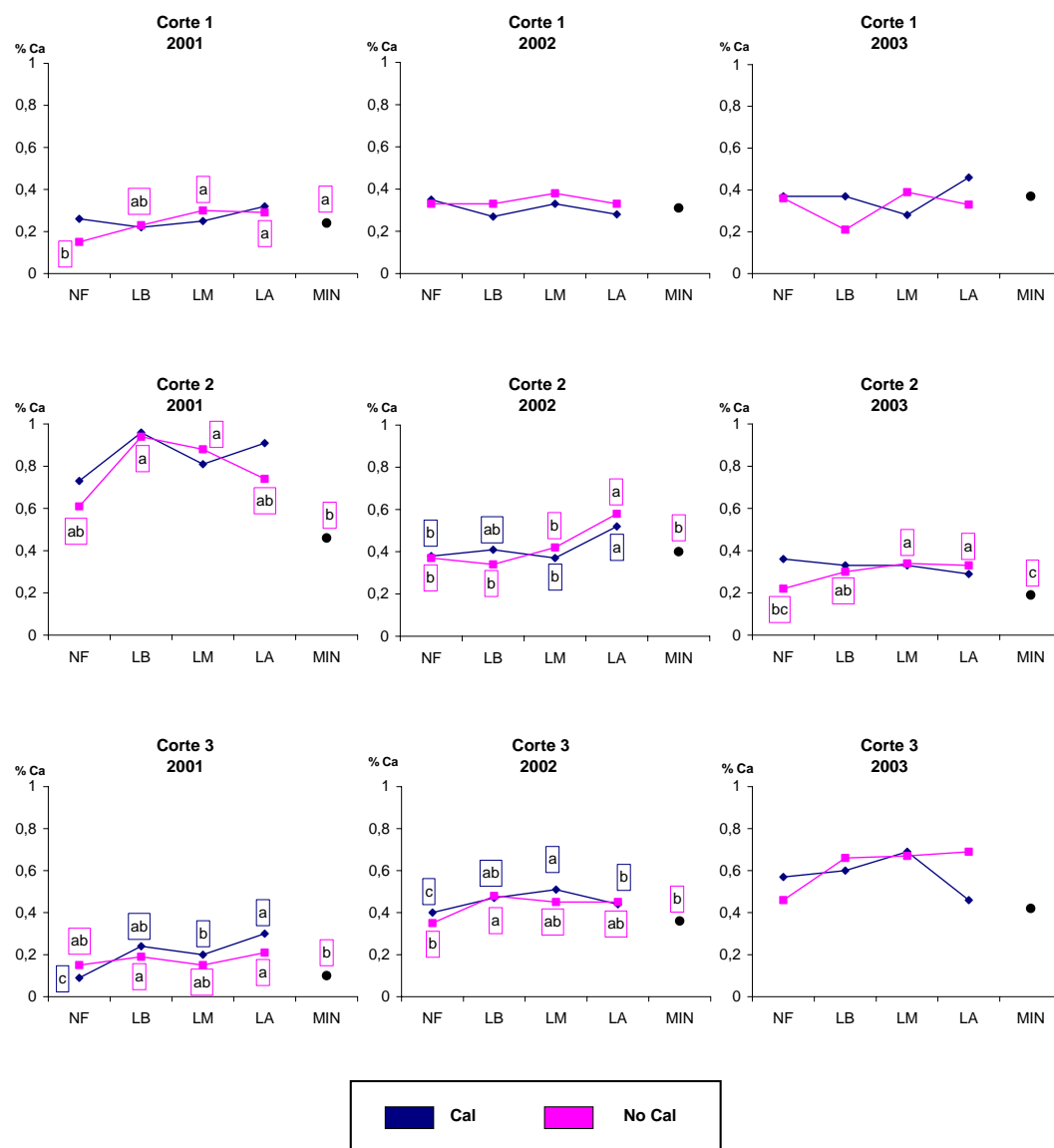


Figura 53. Contenido de calcio total en la fitomasa aérea (% Ca) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Al analizar la evolución de los niveles de calcio total en la fitomasa aérea, se observa que se mantienen estables en el primer corte en todos los años analizados, mientras que en el segundo corte se registra un descenso de la concentración de calcio a medida que transcurre el período 2001-2003, respuesta opuesta a la que se observa en el tercer corte, en el que los mayores niveles se obtienen en el año 2003. Ese cambio de comportamiento puede ser debido a la importante cantidad de material senescente registrado en diciembre de 2003, mayor que el de 2001 y 2002.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos, generalmente la aplicación de cal y el empleo de fertilización orgánica incrementan la concentración de calcio en la fitomasa aérea, mientras que con la aplicación exclusiva de fertilizante mineral (MIN) la concentración de

este nutriente fue similar a la registrada en el tratamiento testigo, respuesta que concuerda con lo obtenido al analizar la disponibilidad (tanto en cloruro bórico como en Mehlich 3) de este nutriente en el suelo.

## 4.14 MAGNESIO

### 4.14.1 SUELO

#### 4.14.1.1 *Contenido de magnesio total en suelo*

La figura 54 muestra la concentración de magnesio total en suelo al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones a lo largo de los muestreos realizados, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, durante el período 2001-2003. Los ANOVAs correspondientes (tabla 1, anexo 1) indican un efecto significativo de la interacción fertilización\*encalado\*muestreo en las muestras tomadas superficialmente ( $p < 0,08$ ) y en las recogidas a 25 cm.

Los niveles de magnesio total en el suelo varían entre el 0,05 y el 0,29% en las muestras tomadas a 5 cm, mientras que en las tomadas a 25 el rango oscila entre el 0,05 y el 0,20%; siendo generalmente la concentración más alta en el estrato superior del suelo.

Si analizamos la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre realizados en el período 2000-2003) de los niveles del magnesio total en las muestras tomadas a 5 cm, se observa un incremento paulatino de este nutriente a lo largo del período 2000-2002, reduciéndose ligeramente la concentración total en 2003, evolución que difiere de la registrada a 25 cm, donde la concentración de magnesio se redujo en el año 2001, con respecto al 2000, incrementándose paulatinamente en el período 2002-2003. En cuanto a la variación estacional, se observó una reducción de la concentración de magnesio total en suelo, tanto a 5 como a 25 cm, en los muestreos realizados en otoño.

En cuanto a los tratamientos, generalmente, la aplicación de caliza reduce la concentración total de magnesio a las dos profundidades analizadas, mientras que la aplicación de lodo en los años anteriores a este estudio incrementó la concentración total de este nutriente, registrándose niveles significativamente más altos en el tratamiento LA, con respecto a NF, respuesta se observa de forma más notable en los muestreos realizados en los primeros 5 cm del suelo y también a 25 cm en las parcelas encaladas.

El empleo exclusivo de fertilizante mineral (MIN) no conllevó un aumento significativo de los niveles de magnesio en el suelo, encontrándose en concentraciones similares a las del tratamiento testigo.

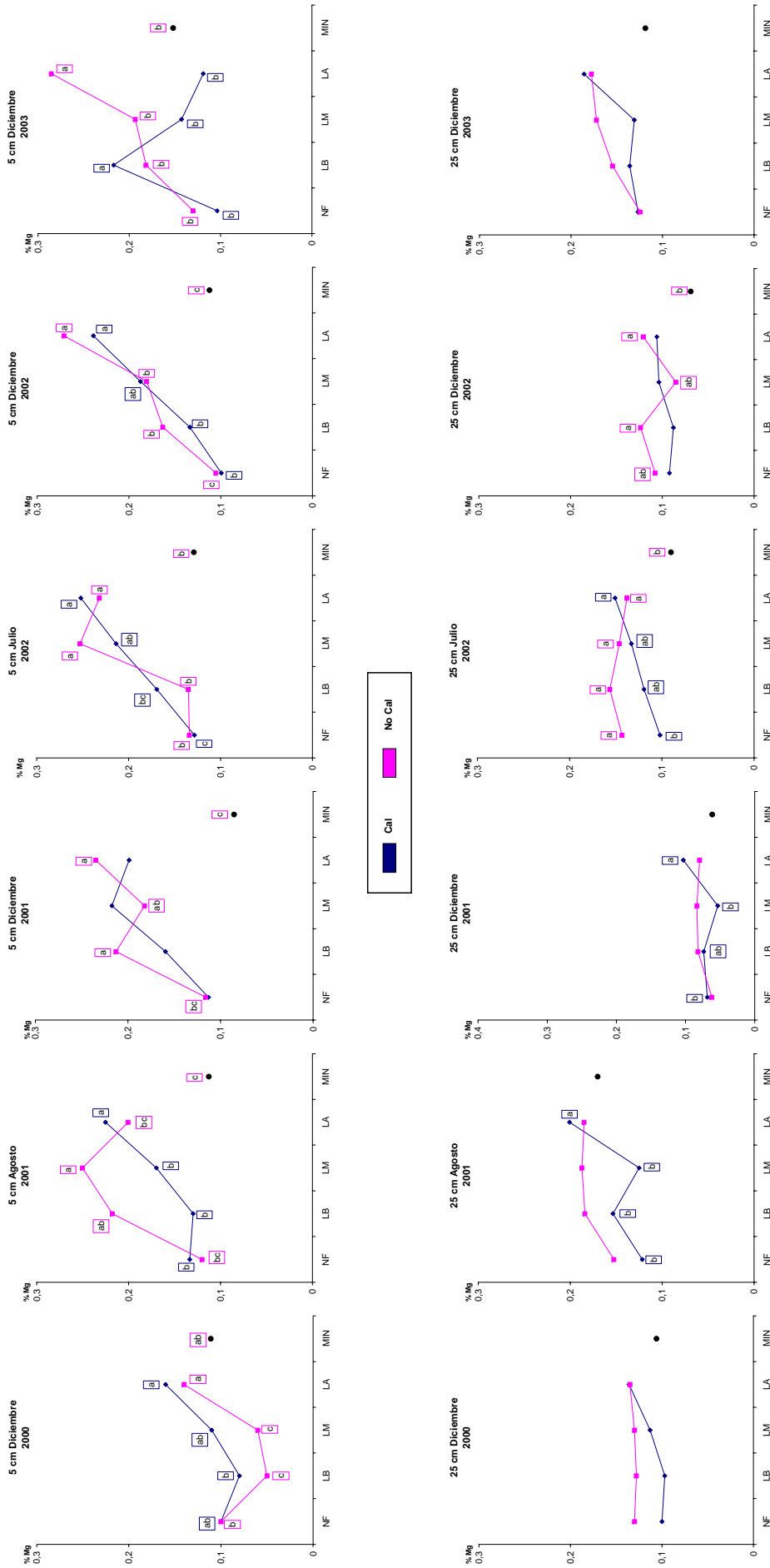


Figura 54. Concentración de magnesio total (% Mg) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

#### 4.14.1.2 *Magnesio disponible según el método del cloruro bórico*

La concentración de magnesio disponible, según el método del cloruro bórico, al inicio de la experiencia (diciembre 2000), así como las concentraciones obtenidas a lo largo de los muestreos realizados, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, durante el período 2001-2003 se muestra en la figura 55. Los ANOVAs correspondientes (tabla 1, anexo 1) indican un efecto significativo de la fertilización y del muestreo, tanto en las muestras tomadas a 5 cm como en las muestras procedentes de mayor profundidad.

Los niveles de magnesio disponible, según el método del cloruro bórico, varían entre 0,19 y 1,67 cmol(+) kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas a 5 cm, mientras que en el caso de las tomadas a 25 cm el rango oscila entre 0,08 y 1,18 cmol(+) kg<sup>-1</sup>. En éstas últimas, exceptuando el muestreo de diciembre de 2002, la concentración de magnesio disponible según el método del cloruro bórico fue menor que la registrada superficialmente.

Si analizamos la evolución interanual (comparando los muestreo de diciembre del período analizado) se observa que superficialmente la concentración de magnesio disponible (cloruro bórico) desciende desde el año 2000 al 2002, incrementándose en el muestreo realizado en 2003, comportamiento que difiere del observado en profundidad, dado que en este caso la cantidad de magnesio disponible (cloruro bórico) se incrementa en el período 2001-2002, descendiendo de forma notable en el año 2003.

En cuanto a la evolución estacional, cabe destacar que se registra un comportamiento dependiente de la profundidad a la que se haya hecho el muestreo; así, cuando las muestras son superficiales los mayores niveles de magnesio disponible (cloruro bórico) se registran en los muestreos de verano, mientras que en profundidad las mayores concentraciones se obtienen en el muestreo de otoño.

En relación a los tratamientos aplicados, el encalado incrementa generalmente el contenido de magnesio disponible según el método del cloruro bórico, en las dos profundidades analizadas, respuesta que se puede deber al incremento de pH que provoca la adición de cal, que conlleva una menor presencia de aluminio en el complejo de cambio, ya que pasa a ser sustituido por cationes básicos. Este efecto aparece de forma clara en diciembre de 2000 y en las muestras superficiales de agosto de 2001 y diciembre de 2003, no siendo tan notable en el resto de los muestreos.

Por otra parte, la aplicación de fertilización orgánica en los años previos al inicio de esta experiencia favoreció la disponibilidad de magnesio (cloruro bórico), tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, a excepción de las dosis más bajas de lodo en las parcelas no encaladas, en las que se obtuvieron resultados similares a los observados en los tratamiento NF y MIN. Hay que destacar que en la mayoría de los casos el aumento de magnesio disponible (cloruro bórico) fue proporcional a la dosis de lodo empleada, respuesta que puede ser consecuencia del aporte de magnesio realizado con el lodo.

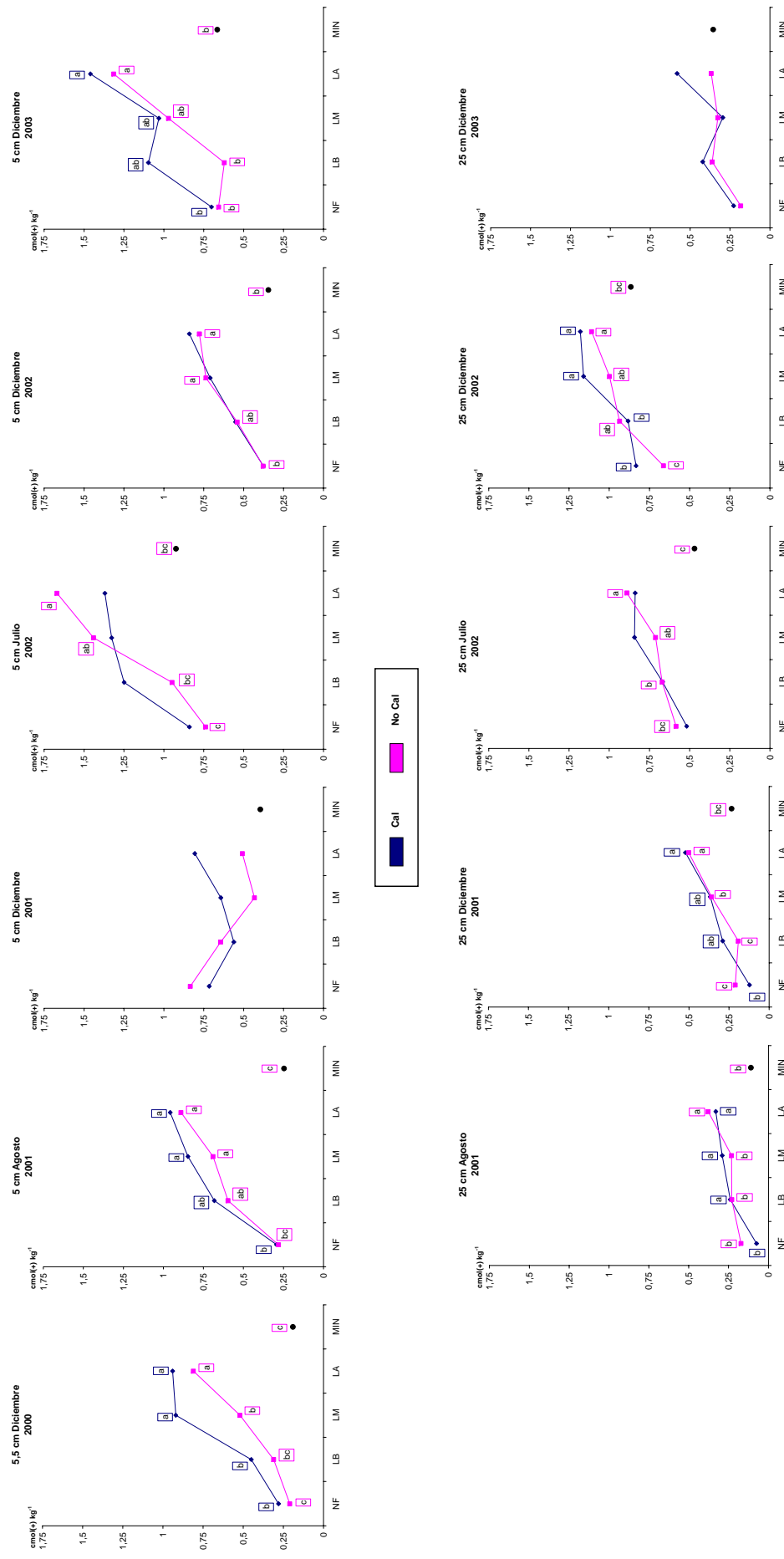


Figura 55. Niveles de magnesio disponible según el método del cloruro bórico (cmol(+) kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

La fertilización mineral realizada normalmente en la zona (MIN) conlleva unos niveles de magnesio disponible (cloruro bórico) similares a los obtenidos en las parcelas NF, respuesta que puede ser debida a la acidificación derivada de este tratamiento.

#### *4.14.1.3 Magnesio disponible según el método Mehlich 3*

La cantidad de magnesio disponible en el suelo, según el método Mehlich 3, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio, se muestra en la figura 56. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, que muestra un efecto significativo de la interacción fertilización\*muestreo en las muestras recogidas a las dos profundidades analizadas, además de un efecto significativo del encalado ( $p < 0,07$ ) cuando las muestras se tomaron a 5 cm.

La concentración de magnesio disponible según el método Mehlich 3 se encuentra entre 101,39 y 296,5 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 5 cm, mientras que dicho rango se reduce hasta 72,49-189,55 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de tomadas a 25 cm. Como ocurría en el caso de los niveles de magnesio total y disponible según el método del cloruro bórico, la concentración de magnesio disponible según el método Mehlich 3 resultó más alta en los primeros centímetros del suelo.

Si analizamos la evolución interanual (comparando los muestreos de diciembre del período 2001-2003) se observa que superficialmente la concentración de magnesio disponible según el método Mehlich 3 desciende progresivamente desde el año 2001 al 2003, mientras que en profundidad los niveles descienden en el año 2002, con respecto al 2001, produciéndose un ligero incremento de los mismos en 2003.

En cuanto a la variación estacional, el comportamiento difiere del observado al analizar la disponibilidad según el método del cloruro bórico; así, en las muestras tomadas a 25 cm de profundidad las concentraciones más altas de magnesio disponible (Mehlich 3) se registran en verano, mientras que superficialmente el comportamiento no fue homogéneo, dado que en el 2001 los niveles más altos se registraron en otoño y en 2002 en verano.

El encalado incrementa también generalmente los niveles de magnesio disponible según el método Mehlich 3, siendo ese efecto más notable en las muestras superficiales. Asimismo, la fertilización orgánica en los años previos al inicio de este estudio incrementó la disponibilidad de magnesio según el método Mehlich 3, produciéndose en la mayoría de los casos un aumento proporcional a la dosis de lodo empleada, tal como ocurría cuando se empleó cloruro bórico como extractante.

En el tratamiento MIN se registró la misma respuesta obtenida al emplear cloruro bórico como agente extractante.

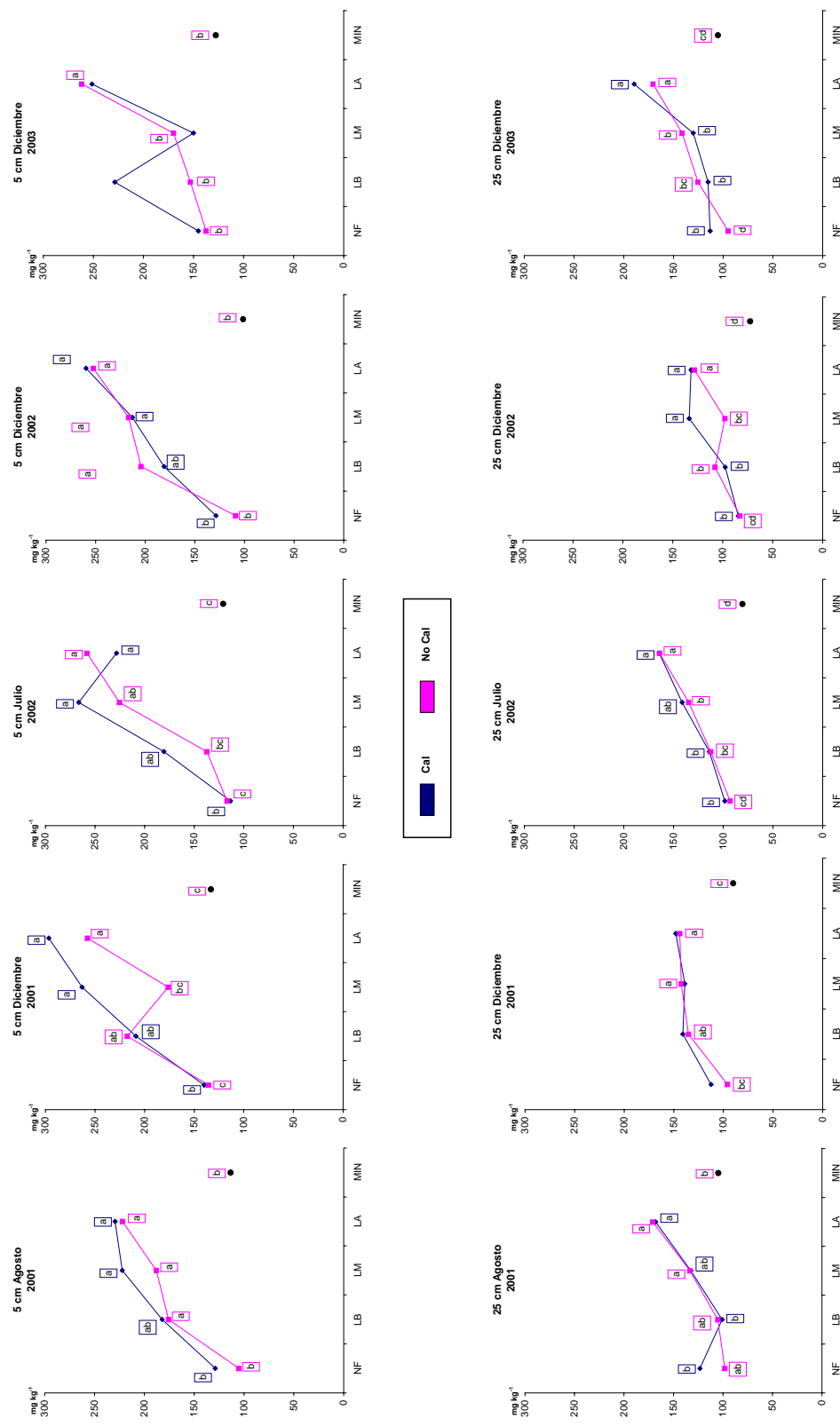


Figura 56. Variación del los niveles de magnesio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de fodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de fodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.



### 4.7.2 FITOMASA AÉREA

En la figura 57 puede observarse la concentración total de magnesio en la fitomasa aérea a lo largo de los muestreos realizados en el período de estudio (2001-2003). El ANOVA realizado para evaluar el efecto de los tratamientos se encuentra en la tabla 5 del anexo 1, en la que se aprecia un efecto significativo de las interacciones muestreo\*año y encalado\*muestreo ( $p < 0,06$ ), así como un efecto significativo de la fertilización.

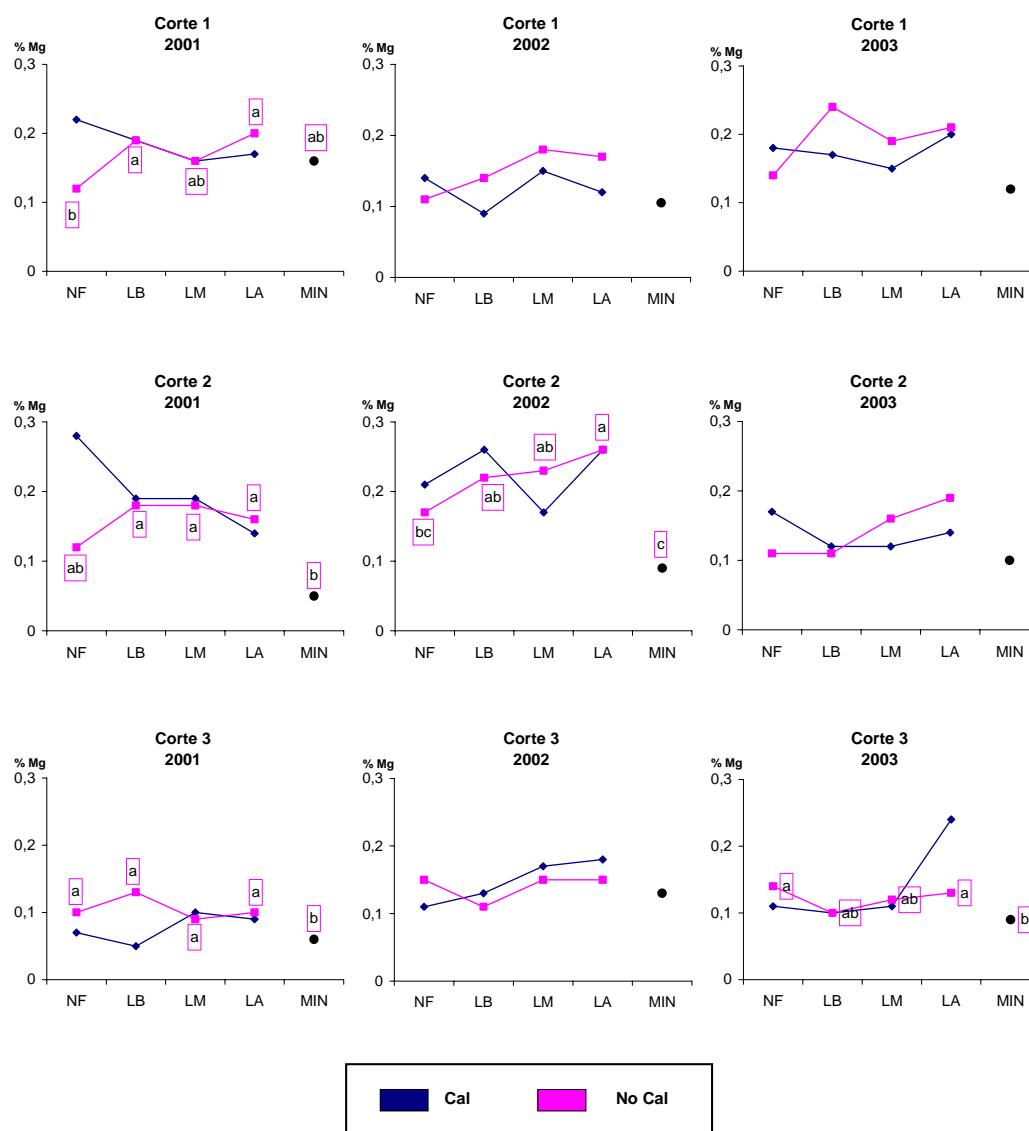


Figura 57. Contenido de magnesio total en la fitomasa aérea (% Mg) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

La concentración total de magnesio en la fitomasa aérea varía entre el 0,05 y el 0,28%, en los años 2001 y 2002, y entre el 0,09 y el 0,24% en el año 2003, lo que nos indica que los niveles de magnesio se mantienen de forma estable a lo largo del período analizado. A esa misma conclusión se llega analizando la evolución estacional, dado que las concentraciones de magnesio en la fitomasa aérea se mantuvieron estables en el primer y segundo corte, descendiendo ligeramente en el tercero, debido a la mayor presencia de materia seca y acículas en la composición de la fitomasa aérea.

En relación a los tratamientos, no se registró un comportamiento homogéneo frente al encalado, mientras que generalmente la aplicación de lodo incrementó la concentración de magnesio en la fitomasa aérea, obteniéndose el efecto contrario cuando se empleó exclusivamente fertilizante mineral (MIN).

## 4.15 COBRE

### 4.15.1 SUELO

#### 4.15.1.1 *Contenido de cobre total en suelo*

La figura 58 muestra la concentración total de cobre en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 25 cm en diciembre del año 2000, en función de los tratamientos aplicados.

El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, que muestra las interacciones significativas fertilización\*encalado\*muestreo ( $p < 0,09$ ) cuando las muestras se tomaron a 5 cm y fertilización\*encalado (7%) en el caso de las realizadas a 25 cm de profundidad, además de un efecto significativo del muestreo.

La concentración total de cobre en las muestras tomadas superficialmente se encuentra dentro del rango 0-30,5 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que en las tomadas a 25 cm el rango se reduce hasta 0,3-11,2 mg kg<sup>-1</sup>, siendo, en general, la concentración de cobre total superior en los primeros 5 cm del suelo. Hay que tener presente que en el muestreo de diciembre de 2003, en las muestras tomadas a 25 cm, la concentración total de cobre fue en la mayoría de los casos inferior al límite de detección instrumental, por lo que en la gráfica no aparecen.

Analizando la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre realizados durante el período 2000-2003, observamos un aumento del cobre total en suelo en el año 2002 con respecto al 2001, tanto a 5 como a 25 cm, descendiendo en el año 2003. En el caso de las muestras tomadas a 25 cm de profundidad en diciembre de 2003, la concentración de este elemento fue inferior al patrón tomado como referencia en el espectrofotómetro. En cuanto a la variación estacional, en general, se registró un menor contenido total de cobre en el suelo en los muestreos realizados en invierno.

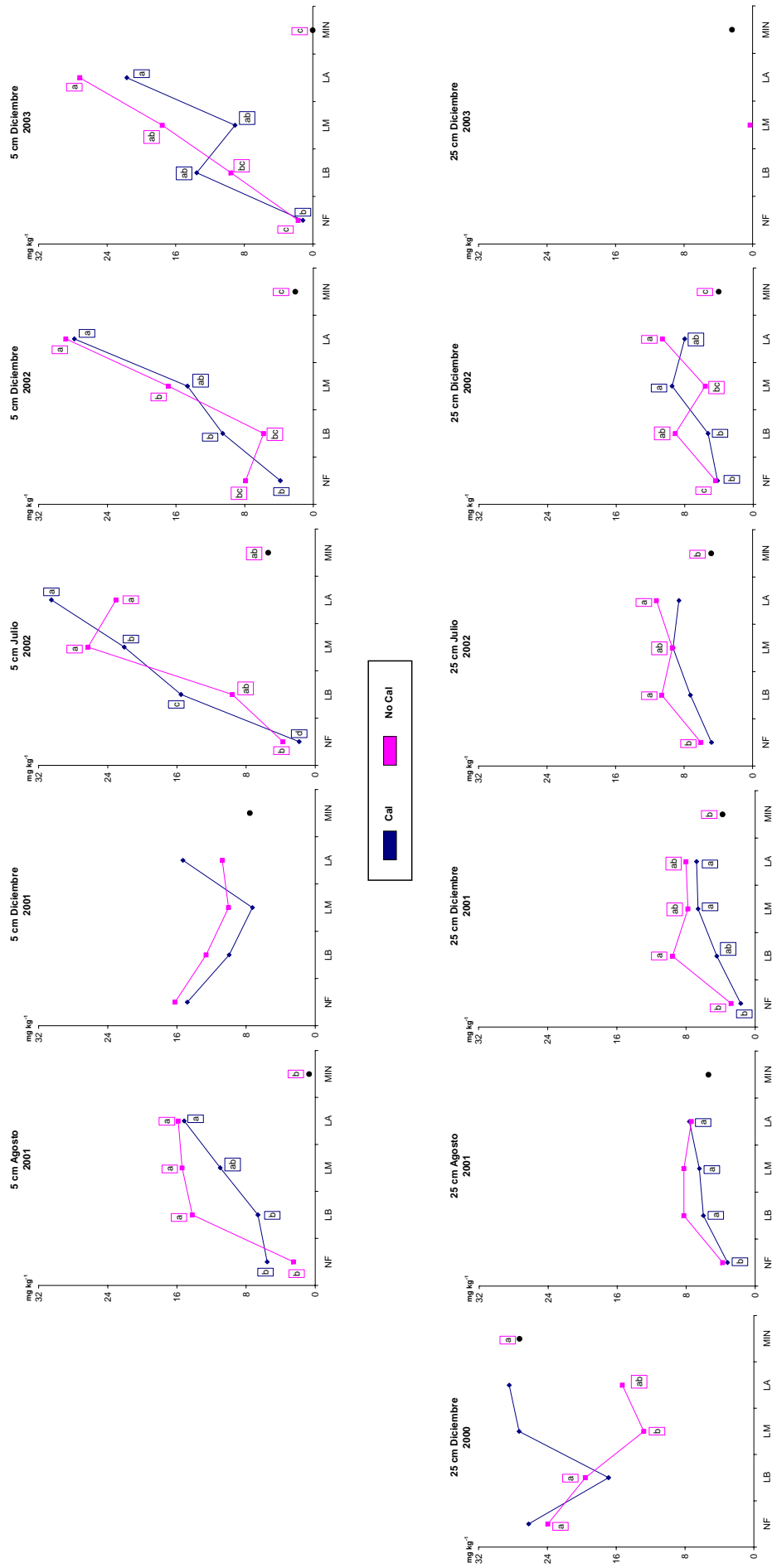


Figura 58. Concentración de cobre total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8;24;16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

En cuanto al efecto de los tratamientos, la aplicación de encalado parece reducir los niveles totales de cobre, sobre todo en las muestras tomadas a 25 cm de profundidad. Con respecto a la fertilización, indicar que generalmente las mayores concentraciones de cobre total se encuentran asociadas al tratamiento LA, tanto en superficie como a 25 cm, siendo en la mayoría de los casos significativamente superiores a las registradas en los tratamientos testigo (NF) y MIN.

El empleo exclusivo de fertilizante mineral no conlleva que en el suelo se registren concentraciones de cobre significativamente superiores a las obtenidas en el tratamiento NF.

### 4.10.1.2 Cobre disponible según el método Mehlich 3

Los niveles de cobre disponible en suelo a las dos profundidades (5 y 25 cm) según el método Mehlich 3 a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, se encuentran representados en la figura 59. Los ANOVAs correspondientes se encuentran en la tabla 1 del anexo 1, observándose un efecto significativo de la fertilización y del muestreo en las muestras tomadas a 5 cm de profundidad.

La concentración de cobre según el método Mehlich 3 en las muestras tomadas a 5 cm osciló entre 0,01 y 4,6, mg kg<sup>-1</sup>, rango que se redujo hasta 0,06-1,8 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las muestras recogidas a 25 cm de profundidad. Al igual que ocurría con la concentración total de cobre, los mayores niveles de cobre disponible según Mehlich 3 se registraron en los 5 centímetros superficiales del suelo.

Hay que resaltar que en numerosos casos la concentración de cobre disponible fue muy reducida, encontrándose por debajo del límite de detección instrumental, no representándose en las gráficas dichos valores.

En superficie, los mayores niveles de cobre disponible (Mehlich 3) se registraron en diciembre de 2001 y julio de 2002, reduciéndose en los dos últimos muestreos. Este comportamiento difiere de observado en las muestras tomadas a 25 cm, dado que en éstas la concentración de cobre se incrementó desde el año 2001 hasta diciembre de 2002, reduciéndose hasta concentraciones de 0,2 mg kg<sup>-1</sup> en diciembre de 2003. No se observó una evolución estacional homogénea durante los años estudiados.

En cuanto a los tratamientos, y a diferencia de lo registrado en el caso del cobre total, se observa una tendencia de incremento de la concentración de cobre disponible (Mehlich 3) cuando en las parcelas encaladas, tanto a 5 como a 25 cm. Por otro lado, generalmente las concentraciones más altas de cobre cambiante se encontraron asociadas al tratamiento LA cuando las muestras fueron tomadas superficialmente.

La concentración de cobre cambiante según el método Mehlich 3 en el tratamiento MIN fue muy reducida, siendo inferior al patrón empleado, encontrándose en la mayoría de los casos por debajo del límite de detección instrumental.

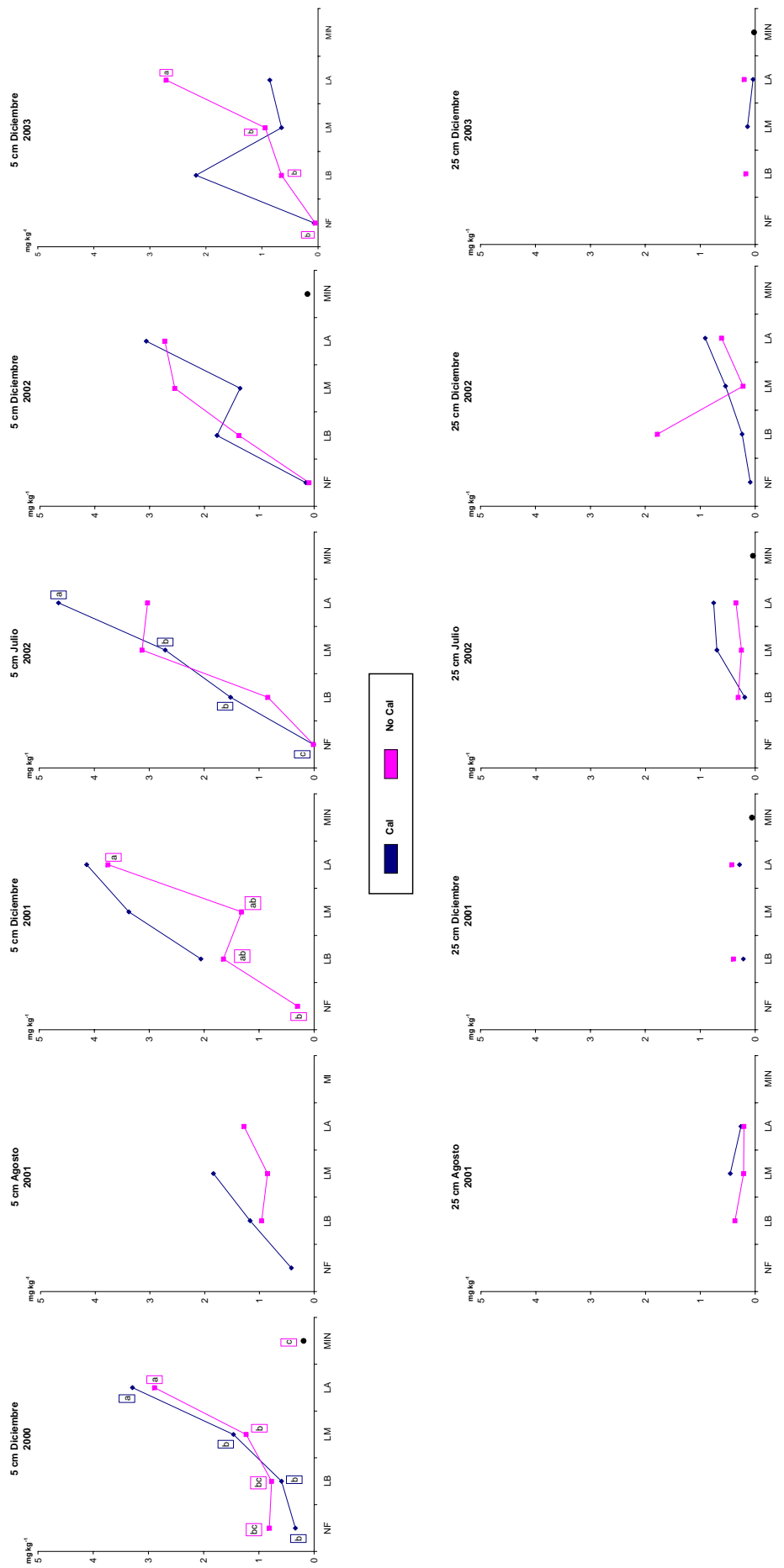


Figura 59. Niveles de cobre disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0.16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0.32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0.48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

#### 4.15.2 FITOMASA AÉREA

La concentración de cobre total en la fitomasa aérea a lo largo de los cortes realizados durante el período 2001-2003 se representa en la figura 60, cuyo ANOVA correspondiente se encuentra en la tabla 5 del anexo 1, mostrando el efecto significativo de las interacciones fertilización\*encalado ( $p < 0,07$ ), encalado\*muestreo, encalado\*año y muestreo\*año.

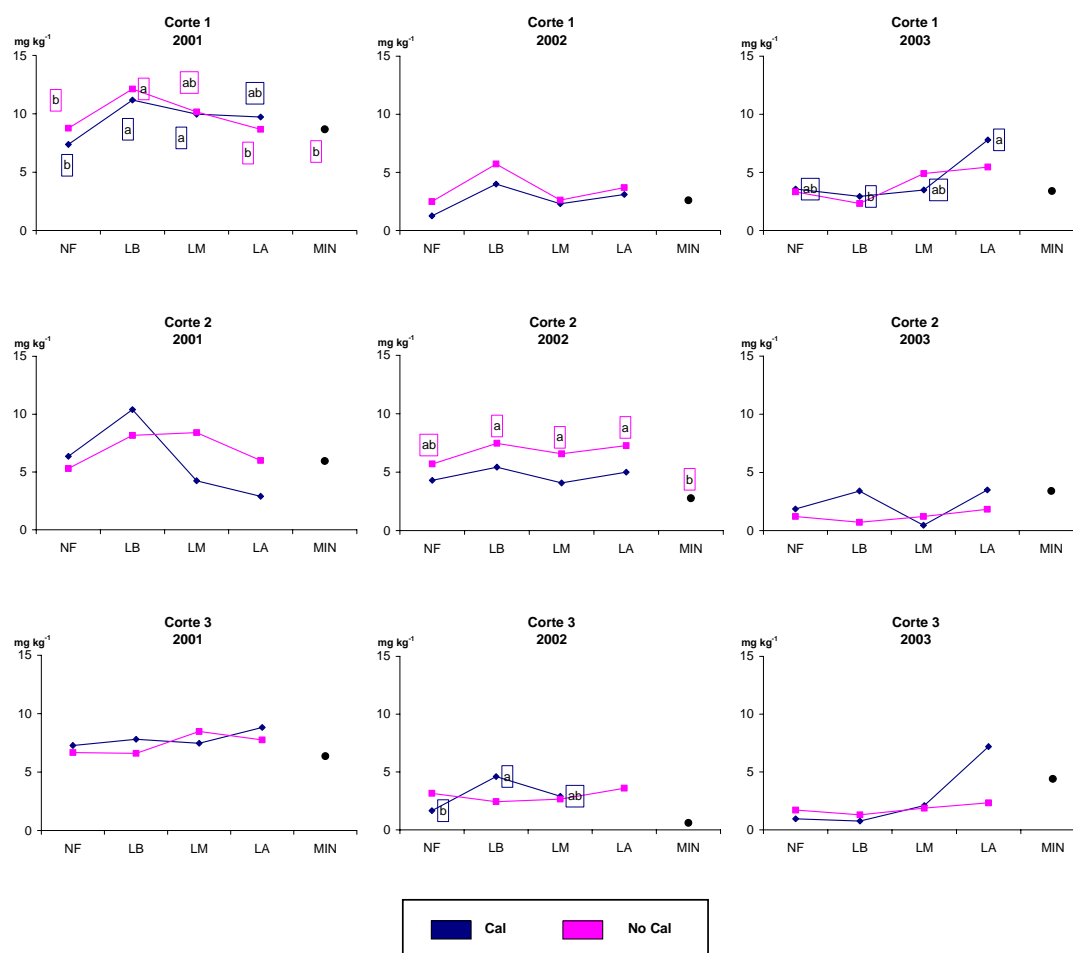


Figura 60. Contenido de cobre total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

El rango de variación de la concentración de cobre en la fitomasa aérea está entre 2,9 y  $12,1 \text{ mg kg}^{-1}$  en el año 2001, reduciéndose hasta  $0,45\text{--}7,8 \text{ mg kg}^{-1}$  en 2002 y 2003.

Si analizamos la evolución intraanual, cabe indicar que generalmente los niveles de cobre en la fitomasa aérea se reducen a medida que avanza el período anual, registrándose los niveles mínimos de este elemento en el tercer corte, en todos los años analizados.

Por otro lado se observa un paralelismo entre las concentraciones de cobre registradas en la fitomasa en los muestreos de diciembre, en el período 2001-2003, y los niveles de cobre disponible

superficialmente según Mehlich 3 en los muestreos de invierno, durante el mismo período, ya que se produce una reducción paulatina de este elemento, tanto en suelo como en la fitomasa aérea.

En cuanto a los tratamientos aplicados, no se registró una respuesta clara frente al encalado, mientras que la aplicación de fertilizante orgánico generalmente produce un incremento de los niveles de cobre en la fitomasa aérea.

En el caso del tratamiento MIN, los niveles de cobre en la fitomasa aérea fueron similares a los registrados en el tratamiento NF.

## 4.16 HIERRO

### 4.16.1 SUELO

#### 4.16.1.1 *Contenido de hierro total en suelo*

La concentración de hierro total en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003 así como la concentración a 25 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados, se puede observar en la figura 61. El ANOVA realizado muestra un efecto significativo de la fertilización y el muestreo para las muestras tomadas a 5 y 25 cm de profundidad.

El rango de variación de la concentración total de cobre en suelo es muy similar en las muestras tomadas a 5 cm (0,26-1,25%) y en las recogidas a 25 cm de profundidad (0,27-1,54%). En ambos casos, los niveles de cobre más elevados se obtuvieron en diciembre de 2001, momento en el que la concentración total de hierro supera el 0,8% en todos los tratamientos.

Se observa, tanto a 5 como a 25 cm, un incremento del contenido total de hierro en diciembre de 2001, con respecto a agosto del mismo año, mientras que en el año 2002 la concentración de hierro se mantiene de forma más o menos estable a lo largo del año.

La aplicación de caliza generalmente reduce los niveles de hierro total en el suelo, mientras que con la aplicación del fertilizante orgánico se registra un incremento de la concentración total de este micronutriente en el suelo. La aplicación de fertilizante mineral (MIN) no incrementó de forma significativa la presencia de este elemento en el suelo.

#### 4.16.1.2 *Hierro disponible según el método Mehlich 3*

La figura 62 muestra la concentración de hierro disponible según el método de Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados. Del ANOVA realizado para analizar el efecto de los tratamientos (tabla 1, anexo1) se deduce un efecto significativo de la fertilización y del muestreo para las muestras tomadas a 5 cm de profundidad.

El rango de variación del hierro disponible fue 92,9-422 mg kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas a 5 cm y 161,7-256 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las muestras recogidas a 25 cm.

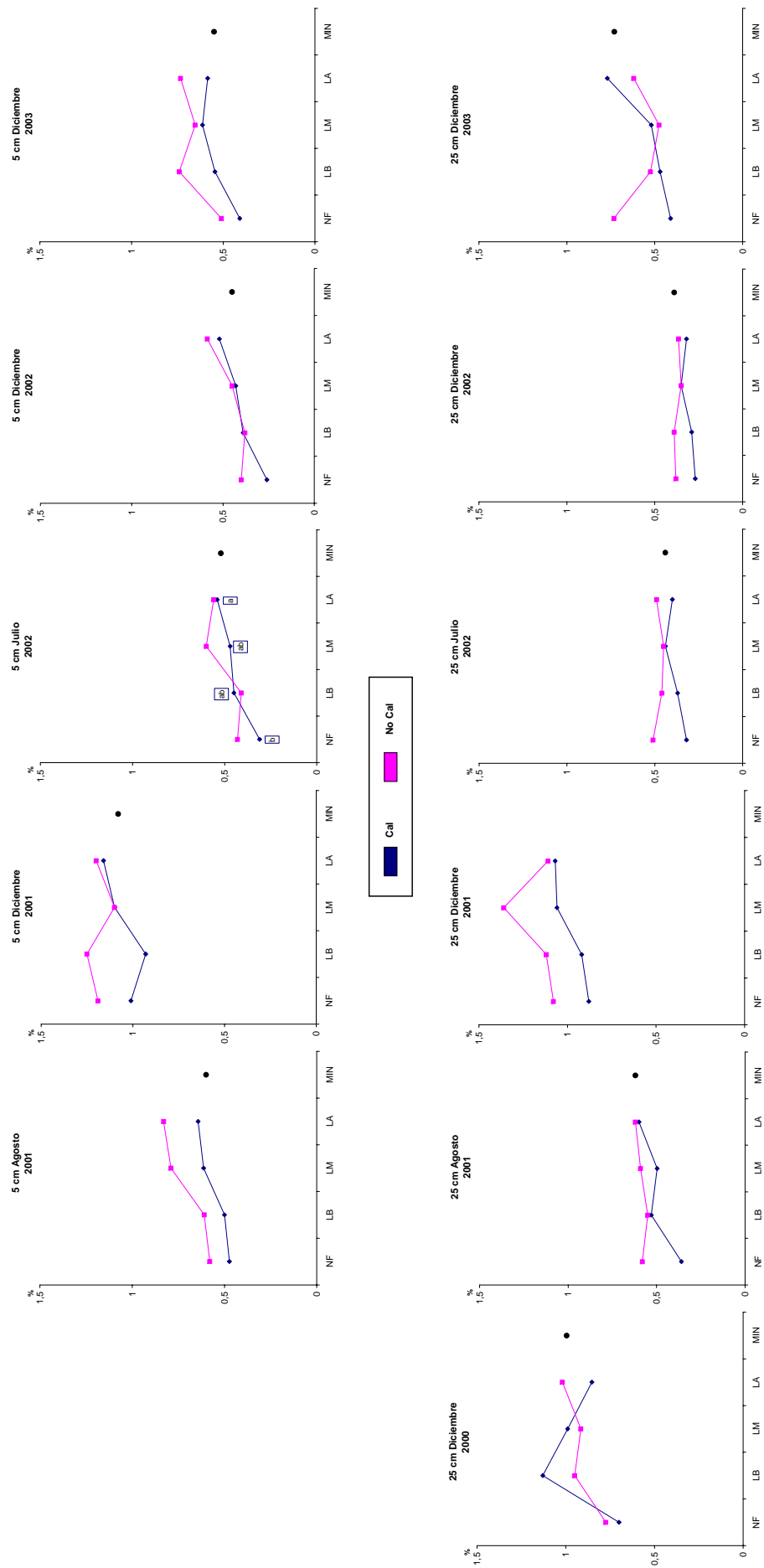


Figura 61. Concentración de hierro total (% Fe) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.



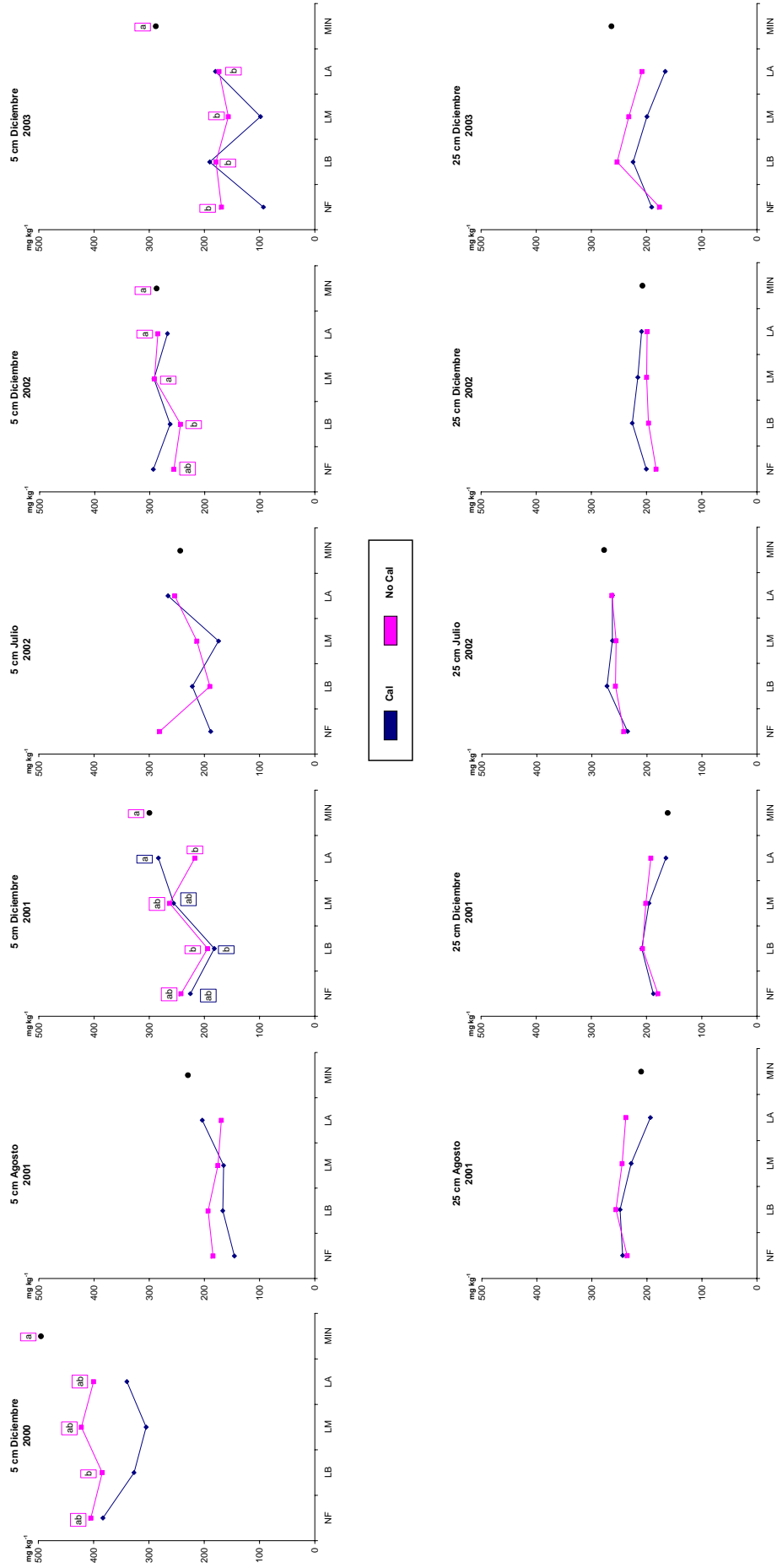


Figura 62. Niveles de hierro disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Si analizamos la evolución interanual, comparando los muestreos realizados en diciembre durante el período 2001-2003, en el caso de las muestras superficiales se produce una reducción del hierro disponible (Mehlich 3) en el año 2001, con respecto al año 2000, manteniéndose en el mismo rango durante el año 2002, para reducirse en el 2003. Esta evolución difiere de la observada a 25 cm, ya que en esta profundidad los niveles de hierro disponible se mantienen más o menos estables durante los muestreos de diciembre.

En cuanto a la evolución intraanual, cabe destacar que superficialmente la mayor concentración de hierro disponible tiende a producirse en diciembre, mientras que en las muestras tomadas a 25 cm los máximos niveles se obtuvieron en verano.

En general, la aplicación de enmiendas calizas, al igual que ocurría en el caso de hierro total, redujo la disponibilidad de hierro en el suelo en los años de estudio. Por otro lado, cabe indicar que únicamente se registraron diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización en los muestreos superficiales de diciembre del período 2001-2003, cuando la disponibilidad de hierro fue mayor en el tratamiento MIN que en el tratamiento LB. En las muestras tomadas a mayor profundidad no se observaron diferencias entre los tratamientos de fertilización orgánica y el tratamiento de no fertilización, a pesar de los aportes que se realizan con en lodo.

### **4.16.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de hierro total en la fitomasa aérea a lo largo de los diferentes muestreos realizados en el período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados durante los años previos a este estudio, se presenta en la figura 63. El ANOVA correspondiente puede verse en la tabla 5 del anexo 1, comprobando que no se produjeron efectos significativos de los diferentes tratamientos aplicados.

La concentración de hierro en la fitomasa aérea varió entre 32,8 y 359,3 mg kg<sup>-1</sup> en 2001, entre 27,4 y 321,6 mg kg<sup>-1</sup> en 2002 y entre 33,7 y 290 mg kg<sup>-1</sup> en 2003.

La evolución interanual muestra una ligera reducción de la concentración de hierro en el año 2002, con respecto al año 2001, incrementándose de nuevo en 2003. En cuanto a la evolución estacional, destacaremos que todos los años los niveles de hierro total son superiores en los muestreos de invierno, respuesta que concuerda con las mayores concentraciones de hierro disponible detectadas en esa estación en los 5 primeros centímetros del suelo.

En cuanto a los tratamientos, no se observó una respuesta homogénea frente a la aplicación de encalado ni frente a los distintos tipos de fertilización.

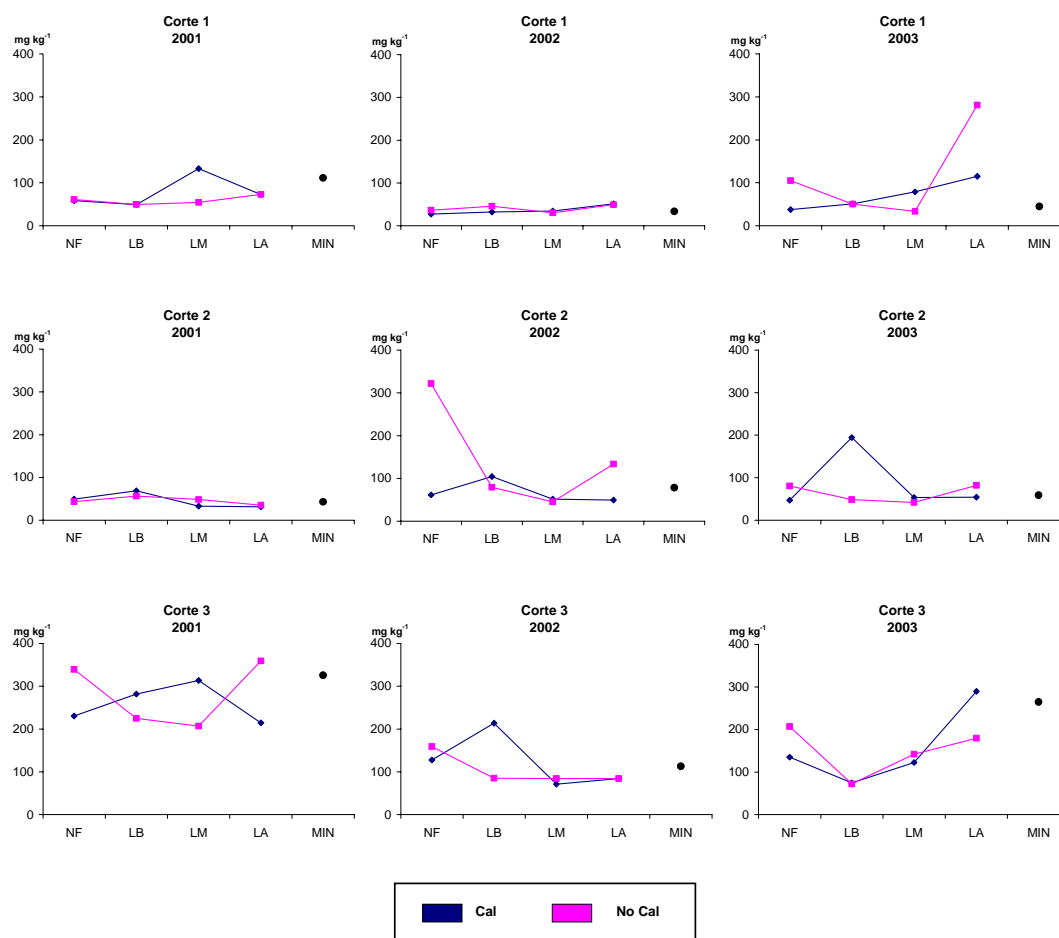


Figura 63. Contenido de hierro total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## 4.17 ZINC

### 4.17.1 SUELO

#### 4.17.1.1 Contenido de zinc total en suelo

La concentración total de zinc en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) y a lo largo del período 2001-2003 así como la concentración a 25 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio, se muestra en la figura 64. Los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, que muestran la interacción significativa fertilización\*muestreo en las muestras tomadas a 5 cm y fertilización\*encalado\*muestreo ( $p < 0,07$ ) cuando las muestras se recogieron a mayor profundidad.

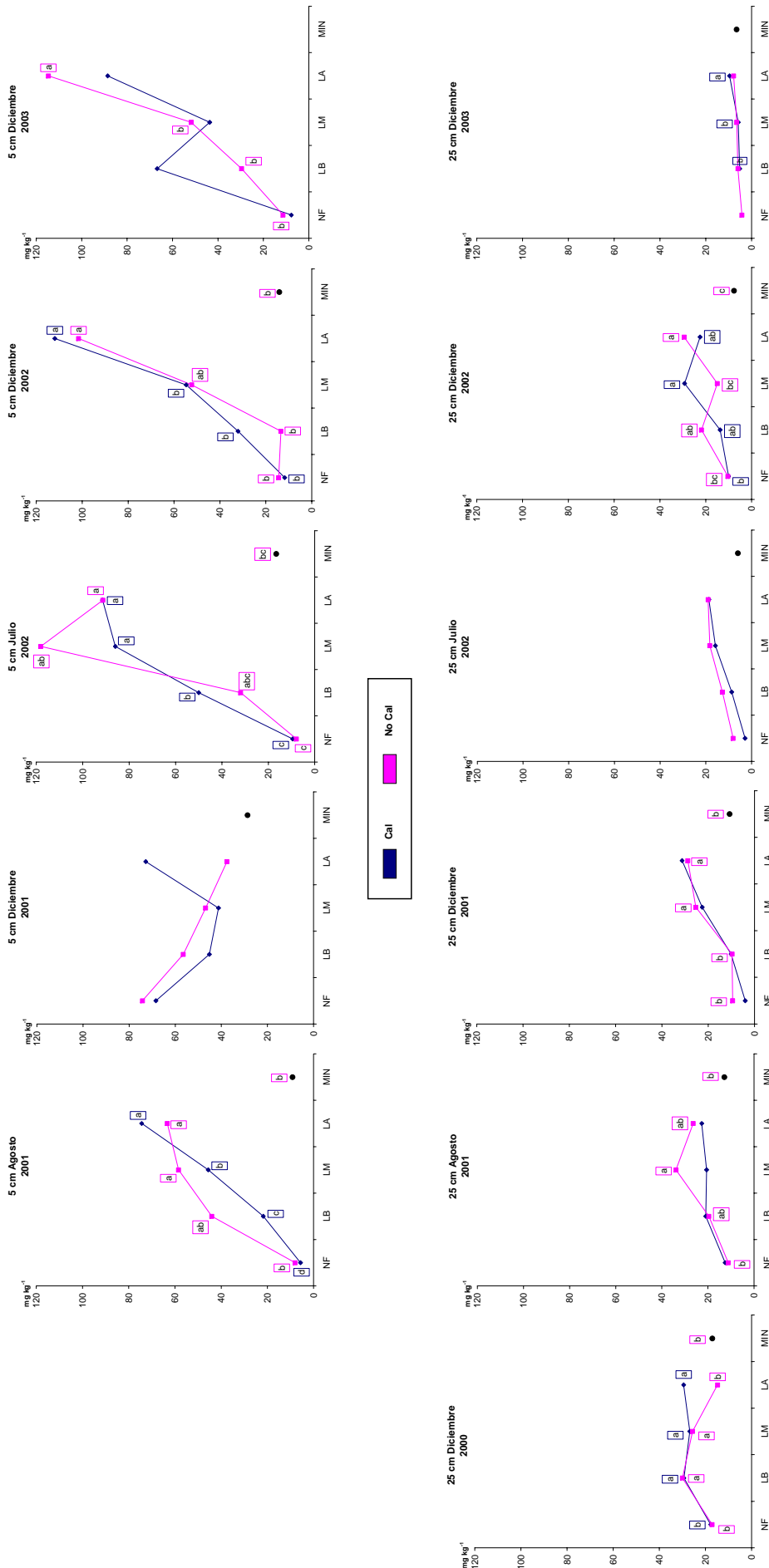


Figura 64. Concentración de zinc total (% Zn) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

La concentración de zinc total en suelo se sitúa dentro del rango 5,7-118,1 mg kg<sup>-1</sup> en las muestras tomadas superficialmente, y entre 2,8 y 33,8 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se tomaron a 25 cm, resultando el contenido total de zinc en el suelo siempre más elevado en los primeros 5 cm del suelo.

Si nos fijamos en la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre del período analizado, se observa un aumento de los niveles de zinc en los 5 primeros centímetros en el año 2002, con respecto al 2001, manteniéndose en el año 2003. Las muestras tomadas a 25 cm presentaron una evolución diferente, dado que la concentración de zinc total se mantiene más o menos estable durante el período 2000-2002, reduciéndose en 2003. Asimismo, no se observaron tendencias estacionales.

En cuanto a los tratamientos, no se observa una respuesta clara frente al encalado, mientras que la aplicación de fertilizante orgánico en las dosis LA y LM suponen un incremento de la concentración de zinc en el suelo, respuesta que en la mayoría de los casos es significativamente mayor que la registrada en el tratamiento NF cuando las parcelas no fueron encaladas, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad.

En las parcelas en las que exclusivamente se aportó fertilizante mineral (MIN) el contenido total de zinc fue menor que el registrado en el caso de aplicarse fertilización orgánica, y similar al existente en el tratamiento de no fertilización..

#### 4.17.1.2 Zinc disponible según el método Mehlich 3

La cantidad de zinc disponible según el método Mehlich 3, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio, se muestra en la figura 65. Del resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos (tabla 1 del anexo 1), se deducen las interacciones significativas encalado\*muestreo, tanto a 5 como a 25 cm ( $p < 0,07$ ) de profundidad, y fertilización\*muestreo en el caso de las muestras obtenidas a 5 cm ( $p < 0,06$ ) además de un efecto significativo de la fertilización cuando las muestras se realizaron a 25 cm.

La concentración de zinc disponible (Mehlich 3) en los primeros 5 cm del suelo se encuentra dentro del rango 0,62-29,5 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que en las muestras tomadas a 25 cm de profundidad el rango se reduce hasta 0,2-7,75 mg kg<sup>-1</sup>. Hay que tener presente que la concentración de zinc disponible en el suelo fue, en todos los casos, más alta en los primeros 5 cm.

Si analizamos la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre correspondientes al período analizado, podemos observar como los niveles de zinc disponible, tanto a 5 como a 25 cm, se mantienen más o menos estables hasta el año 2003, cuando éste elemento reduce su disponibilidad, sobre todo a 25 cm, respuesta que se corresponde con lo observado en la evolución de la concentración total de zinc. Asimismo, igual que ocurría en el apartado anterior, no

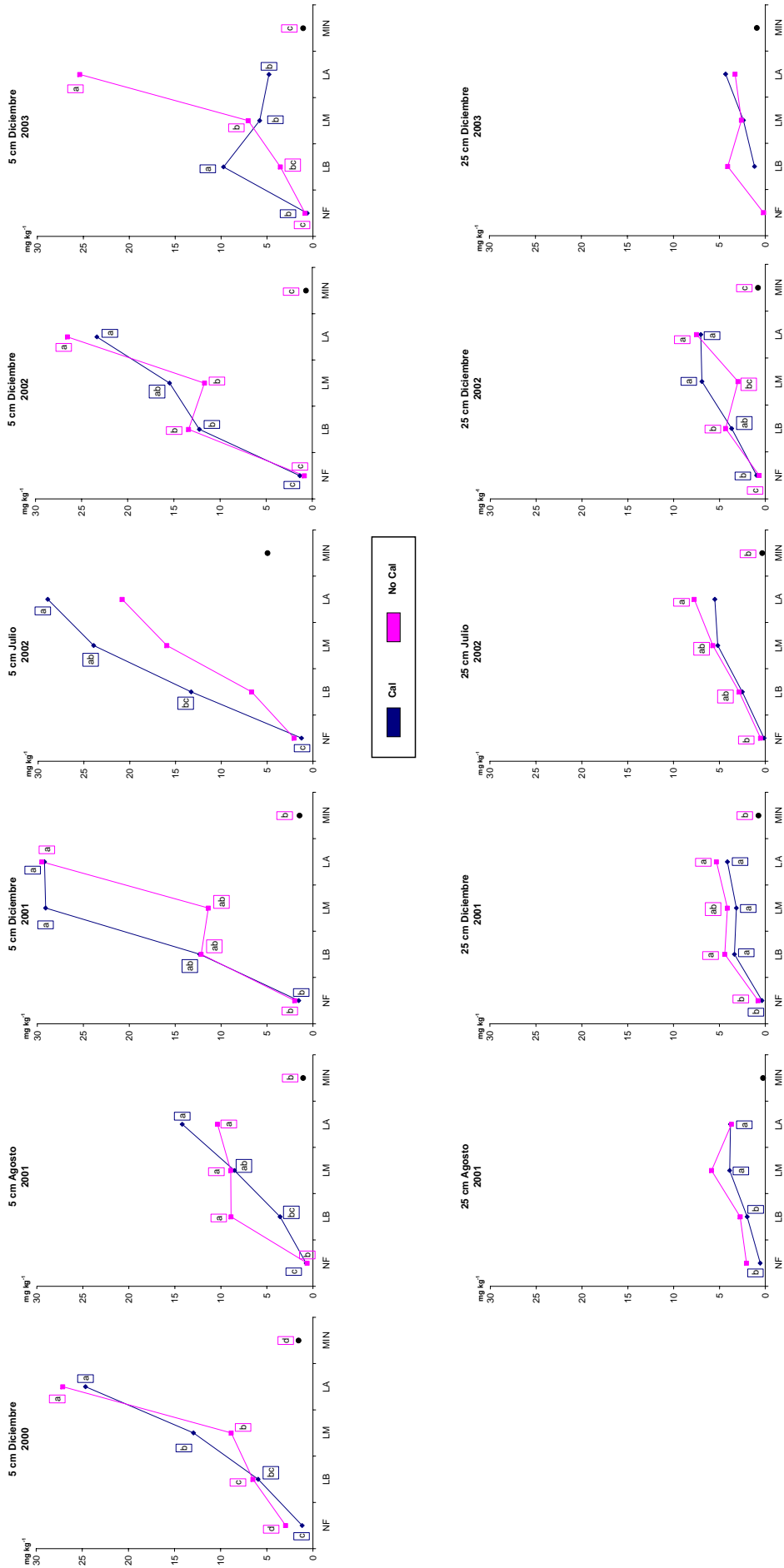


Figura 65. Niveles de zinc disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

se observaron tendencias estacionales en el comportamiento del zinc disponible (Mehlich 3) en el suelo.

En cuanto a los tratamientos, cabe indicar que en las muestras tomadas a 25 el encalado parece reducir la cantidad de zinc disponible en el suelo, mientras que a 5 cm no se observó una respuesta clara frente a este tratamiento.

El aporte de lodo incrementó la disponibilidad del zinc, tanto a 5 como a 25 cm, registrándose generalmente en el caso del tratamiento LA concentraciones de zinc disponible (Mehlich 3) significativamente superiores a las obtenidas en el tratamiento de no fertilización.

La concentración de zinc disponible (Mehlich 3) en el tratamiento MIN, igual que ocurría en el apartado anterior, fue similar a la registrada en el tratamiento control (NF).

#### **4.17.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de zinc total en la fitomasa aérea a lo largo de los diferentes muestreos realizados en el período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados durante los años previos a este estudio, se recoge en la figura 66, cuyo ANOVA (tabla 5 del anexo 1) nos muestra las interacciones significativas muestreo\*año y fertilización\*muestreo, además de un efecto significativo del encalado.

El rango de variación de la concentración de zinc en la fitomasa aérea fue 22,9-77,12 mg kg<sup>-1</sup> en el año 2001, y 14,9-73,3 mg kg<sup>-1</sup> en 2002, situándose en 2003 entre 17,7 y 74,1 mg kg<sup>-1</sup>, lo que nos indica una ligera reducción de la concentración de zinc en el año 2002, con respecto a 2001, para mantenerse estable en 2003. En cuanto a la variación intraanual, cabe indicar que en el año 2001 la mayor concentración de zinc total se registró en el tercer corte, mientras que en los dos años posteriores la concentración de este elemento se mantiene bastante estable durante todo el año.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos, observamos que en general la aplicación de caliza redujo la presencia de zinc en la fitomasa aérea, mientras que la fertilización orgánica aumentó significativamente la presencia de zinc en la misma, con respecto al tratamiento testigo (NF), tal como ocurría con el zinc disponible en el suelo según el método Mehlich 3. Por otro lado, la fitomasa aérea desarrollada en las parcelas fertilizadas exclusivamente de forma mineral presentó una concentración de zinc similar a la registrada en el tratamiento NF.

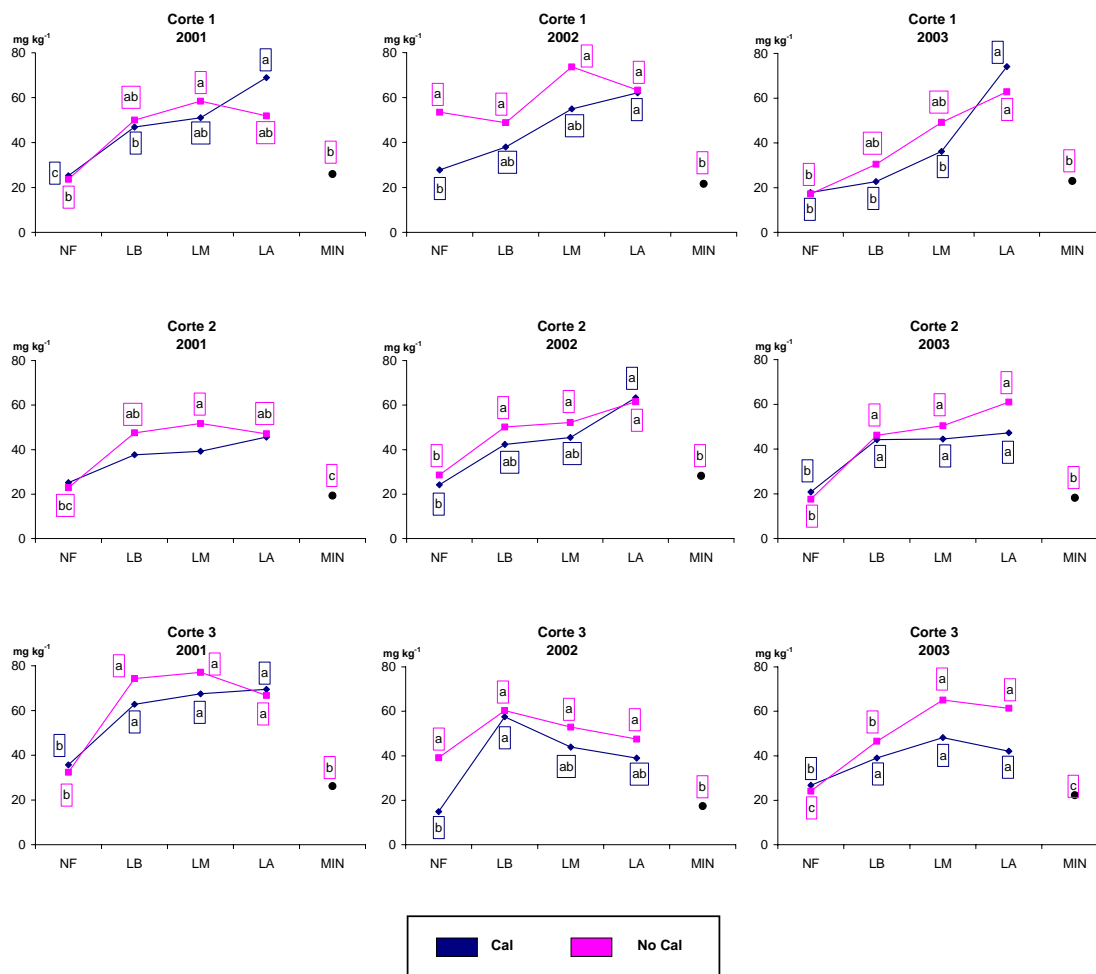


Figura 66. Contenido de zinc total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## 4.18 MANGANESO

### 4.18.1 SUELO

#### 4.18.1.1 *Contenido de manganeso total en suelo*

La figura 67 recoge la concentración de manganeso total en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 25 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, de la que se deduce la interacción significativa fertilización\*muestreo en las muestras tomadas a 5 cm y un efecto significativo de la fertilización y del muestreo cuando las muestras se tomaron a mayor profundidad.



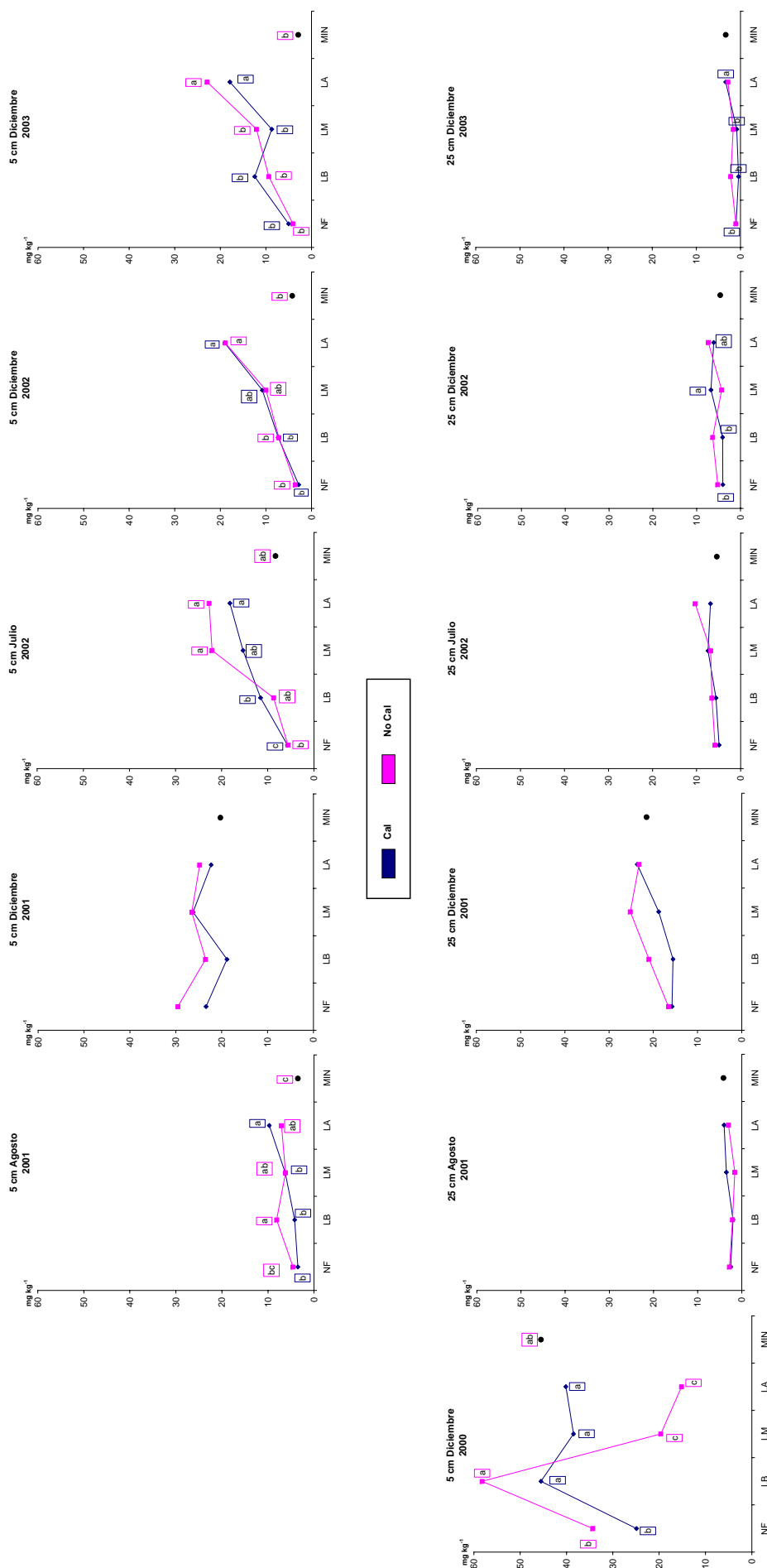


Figura 67. Concentración de manganeso total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo al inicio del estudio (diciembre 2000) y durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0.16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0.32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0.48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

La concentración de manganeso total en suelo se encuentra dentro del rango 2,8-58,22 mg kg<sup>-1</sup>, cuando las muestras se tomaron a 5 cm, reduciéndose hasta 0,45-25,2 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las recogidas a 25 cm de profundidad siendo la concentración total de dicho elemento superior en los primeros 5 cm del suelo en todos los casos.

Al analizar la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre, se observa un descenso de la concentración de manganeso, tanto a 5 como a 25 cm, a medida que transcurre el período de estudio. En cuanto a la variación intraanual, no se observa una tendencia estacional clara, dado que se registra un incremento de la concentración total de manganeso en el último muestreo del año 2001, con respecto al realizado en verano del mismo año, mientras que en el año 2002 la concentración más bajas se registra en el muestreo de diciembre.

Por otra parte, en general, el aporte de cal redujo el contenido total de manganeso en el suelo, tanto superficialmente como en profundidad, mientras que la fertilización orgánica incrementa los niveles de manganeso total en el suelo en agosto de 2000, en las muestras superficiales de las parcelas encaladas. En la misma profundidad, entre julio de 2002 y diciembre de 2003, tanto en las parcelas encaladas como en las no encaladas, la concentración registrada en el tratamiento LA fue significativamente superior a la obtenida en el tratamiento control, respuesta que en profundidad únicamente se registró en el muestreo de diciembre de 2003 en las parcelas encaladas. Asimismo, la concentración de manganeso total en suelo en el tratamiento MIN, igual que ocurría con la concentración total de zinc, no presentó diferencias significativas con respecto al tratamiento control (NF).

### 4.18.1.2 Manganeso disponible según el método Mehlich 3

La concentración de manganeso disponible según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio se muestra en la figura 68. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, donde se muestra un efecto significativo de la fertilización y del muestreo para las dos profundidades analizadas.

La concentración disponible de manganeso se encuentra dentro del rango 0,25-7,5 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 5 cm, mientras que se reduce hasta 0,1-0,9 mg kg<sup>-1</sup> en las tomadas a 25 cm; la concentración disponible de este elemento (Mehlich 3) fue siempre más alta en los primeros 5 cm.

Si nos fijamos en la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre durante el período analizado, se observa una importante reducción del contenido de manganeso disponible (Mehlich 3) superficialmente en el año 2001, con respecto al año 2000, incrementándose en el año 2002, para descender en 2003. Cuando las muestras se recogieron a 25 cm, la concentración de Mn

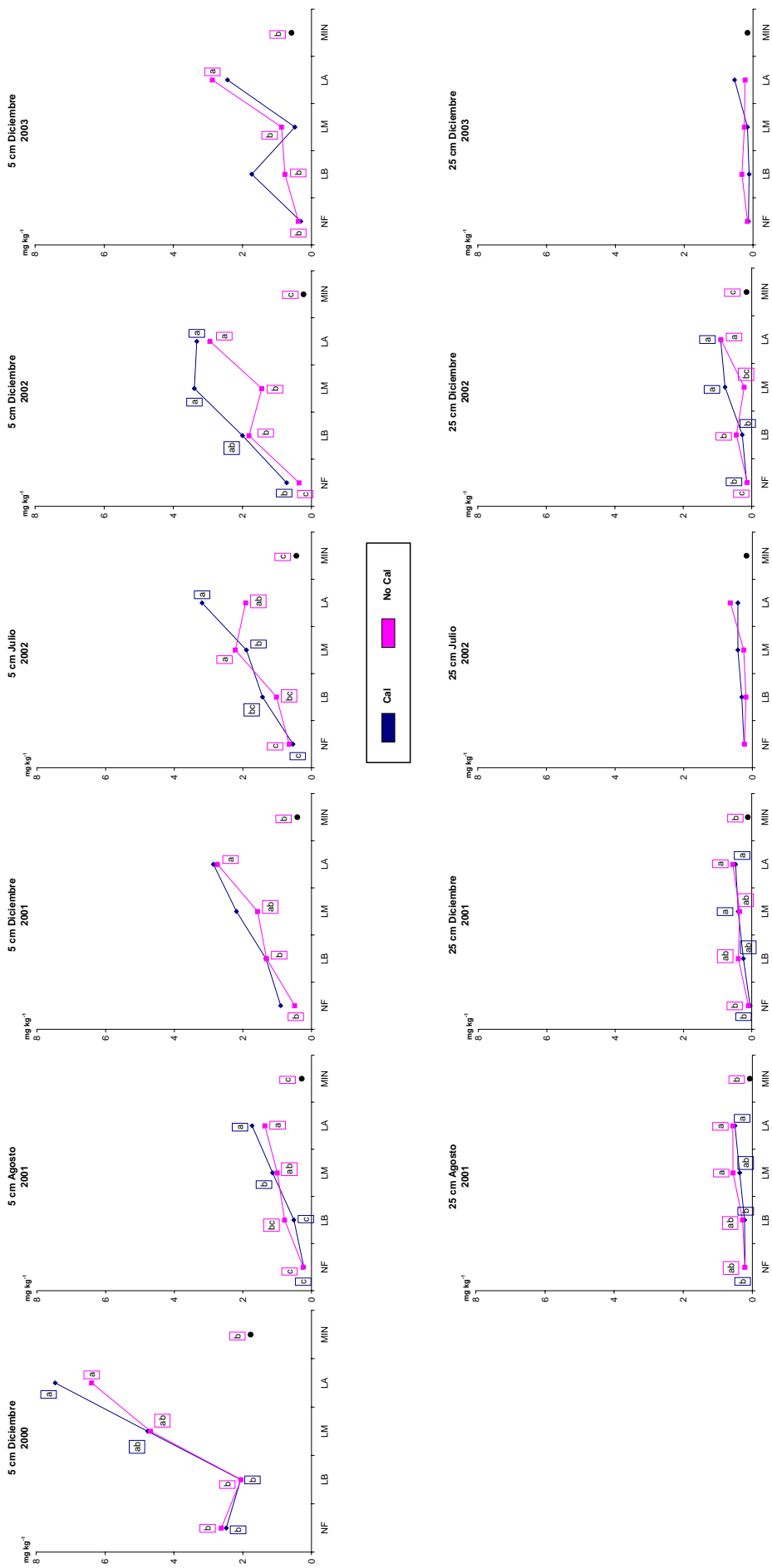


Figura 68. Niveles de manganeso disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

disponible se mantuvo generalmente estable en el período 2001-2002, descendiendo en el año 2003. En cuanto a la variación estacional, se registra un ligero aumento de la disponibilidad de este elemento en los muestreos realizados en diciembre, con respecto a los de verano, a las dos profundidades analizadas.

En cuanto a los tratamientos, la aplicación de caliza incrementa la cantidad de manganeso disponible en el suelo, respuesta que también se produce con la aplicación del fertilizante orgánico en los años previos a este estudio, y, al igual que ocurría en el caso de los niveles totales, la cantidad de manganeso disponible en el tratamiento LA es significativamente superior a la registrada en NF, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, no encontrándose diferencias entre el tratamiento MIN y el testigo.

### **4.18.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de manganeso total en la fitomasa aérea a lo largo de los diferentes muestreos realizados en el período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados durante los años previos a este estudio, se muestra en la figura 69, cuyo ANOVA (tabla 5 del anexo 1) nos indica las interacciones significativas muestreo\*año y fertilización\*muestreo.

La concentración de manganeso en la fitomasa aérea varió entre 45,9 y 323,8 mg kg<sup>-1</sup>, 17,8-63,4 mg kg<sup>-1</sup> y 23,5-66 mg kg<sup>-1</sup> en los años 2001, 2002 y 2003, respectivamente, lo que indica una reducción de los niveles de manganeso en la fitomasa aérea en el año 2002, con respecto a 2001, manteniéndose en el año 2003. En cuanto a la variación estacional, cabe indicar que en el año 2001 las mayores concentraciones en la fitomasa aérea se registraron en el último corte del año, mientras que en los años 2002 y 2003 la presencia de este elemento en la fitomasa aérea se mantuvo generalmente estable a lo largo de los tres cortes realizados.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos, observamos que no se produce una respuesta clara de la concentración de manganeso total en la fitomasa aérea frente al aporte de caliza al suelo, mientras que la fertilización orgánica incrementa los niveles de este elemento en la fitomasa aérea, sobre todo en las parcelas no encaladas, tal y como ocurría con el manganeso total y disponible en el suelo (Mehlich 3).

En general, la fitomasa aérea desarrollada sobre las parcelas con el tratamiento MIN presenta concentraciones totales de manganeso similares a las obtenidas en el tratamiento testigo (NF), igual que ocurría con elementos como el hierro y el zinc.

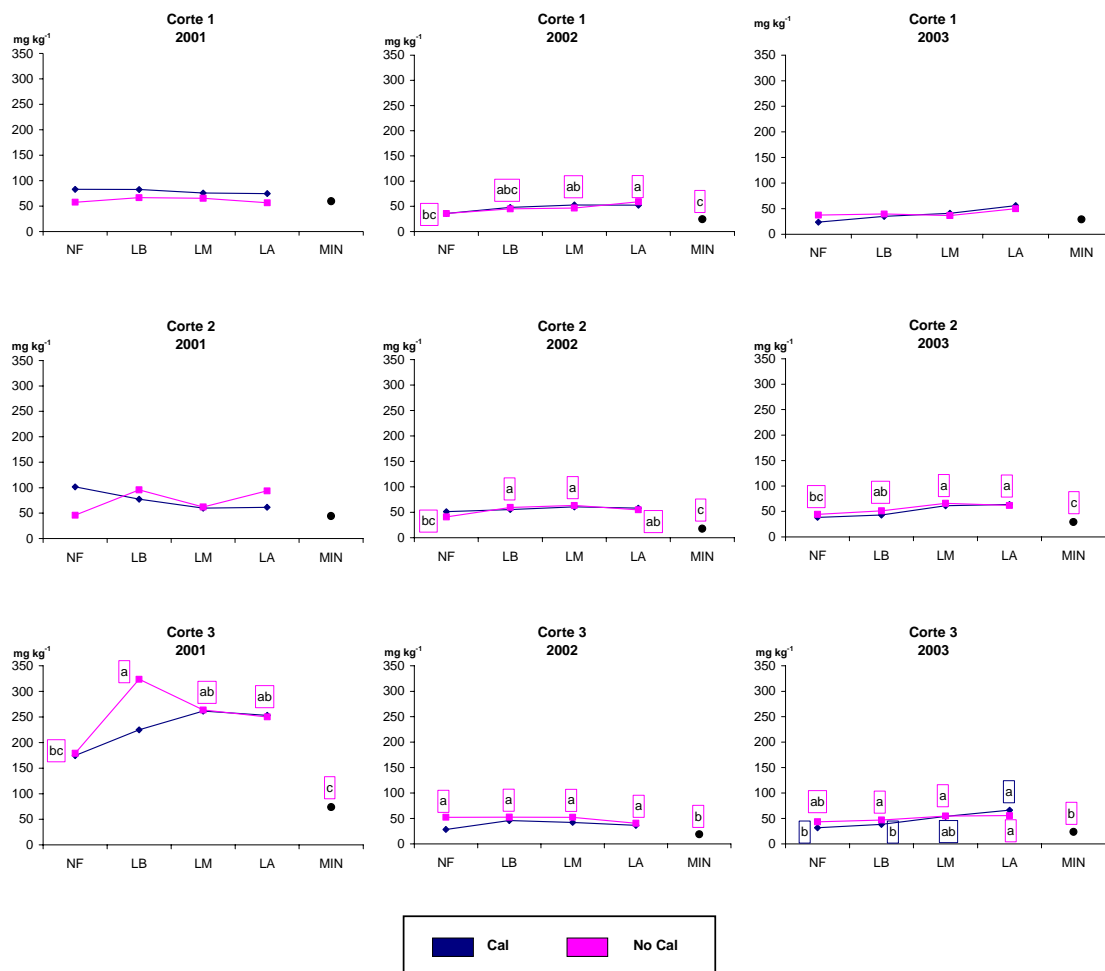


Figura 69. Contenido de manganeso total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## 4.19 NÍQUEL

### 4.19.1 SUELO

#### 4.19.1.1 Contenido de níquel total en suelo

La concentración de níquel total en suelo, a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), a lo largo del período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados, se puede observar en la figura 70. El ANOVA realizado para analizar el efecto de los tratamientos se encuentra en la tabla 1 del anexo 1, de la que se deduce que no hubo un efecto significativo de los tratamientos aplicados.

Al realizar los ANOVAs por corte, únicamente en el muestreo de agosto de 2002, en las muestras tomadas a 25 cm en parcelas no encaladas, se registró un efecto significativo de los tratamientos de fertilización ( $p < 0,06$ ).

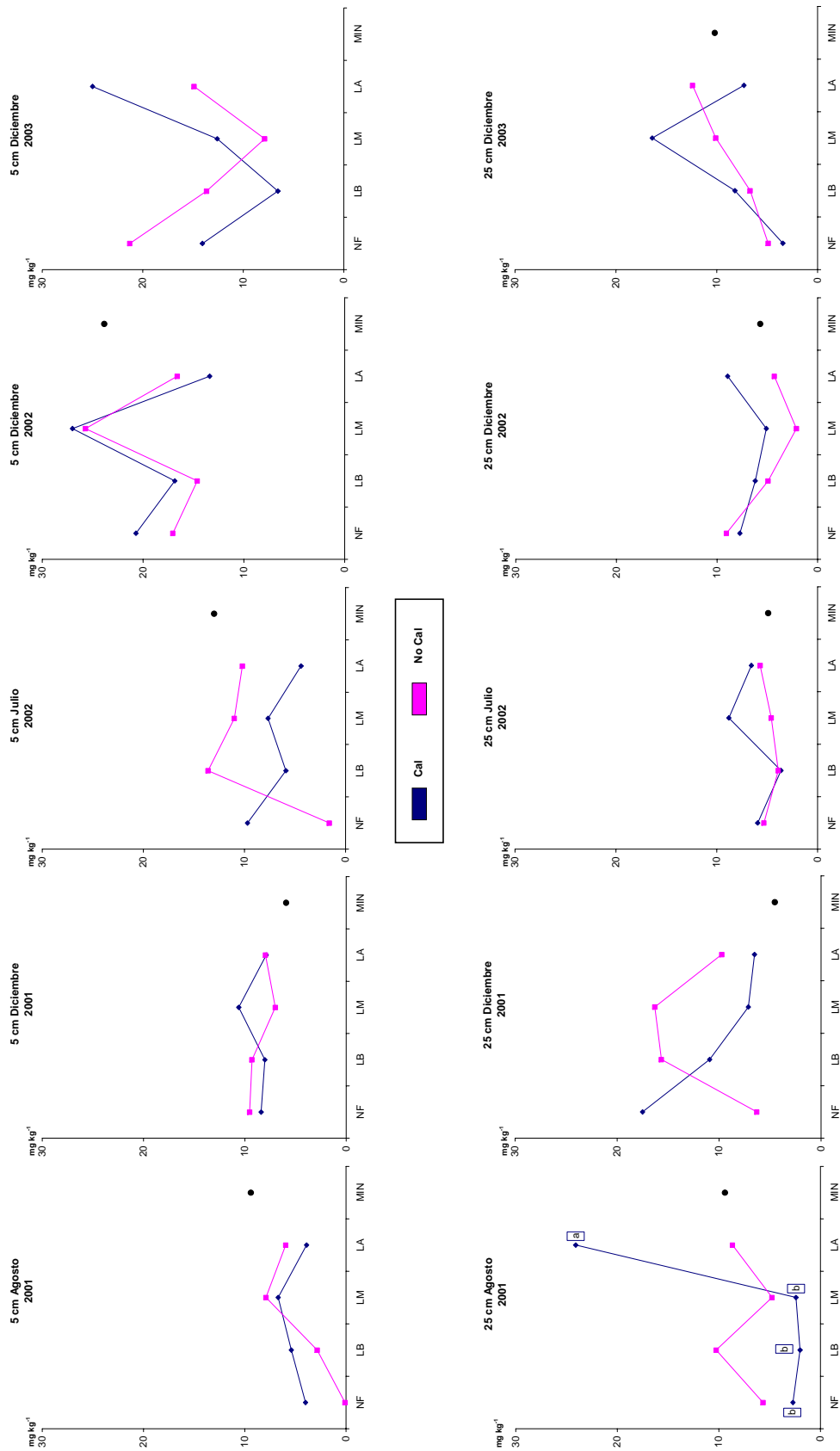


Figura 70. Concentración de níquel total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

Los valores de níquel total en el año 2000 se encontraban por debajo del límite de detección instrumental, mientras que en el período 2001-2003 oscilaron entre 0,1 y 27 mg kg<sup>-1</sup> para las muestras tomadas a 5 cm, y entre 2 y 24,1 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 25 cm de profundidad, siendo, en general, la concentración de níquel total superior en los primeros 5 cm del suelo.

En cuanto a la variación interanual, comparando los muestreos de diciembre del período analizado, en el caso de las muestras más superficiales los niveles de níquel se incrementan a lo largo del período 2001-2002, descendiendo ligeramente en 2003, respuesta no observada en el caso de las muestras a 25 cm, en las que la concentración total de níquel en los años 2001 y 2003 se encontraban en rangos similares, registrándose en el 2002 una reducción de la presencia de este elemento. Por lo que se refiere a la evolución estacional, cabe indicar que en las dos profundidades analizadas se produce un aumento de la concentración total de níquel a medida que transcurre el año.

En cuanto al efecto de los tratamientos, en general no se observa una respuesta clara frente al encalado, mientras que se registra una tendencia de aumento de la concentración de níquel total en suelo con la fertilización orgánica. En el caso del tratamiento MIN la concentración de níquel registrada fue similar a la obtenida en el resto de los tratamientos.

#### *4.19.1.2 Níquel disponible según el método Mehlich 3*

La figura 71 nos muestra los niveles de níquel disponible en suelo a las dos profundidades (5 y 25 cm) según el método Mehlich 3 a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm de profundidad en el año 2000. Los ANOVAs correspondientes pueden verse en la tabla 1 del anexo 1, observándose la interacción significativa fertilización\*encalado\*muestreo ( $p < 0,06$ ) en el caso de las muestras tomadas a 5 cm, no registrándose efecto de los tratamientos cuando las muestras se recogieron a mayor profundidad.

En varios tratamientos la concentración de níquel disponible según el método Mehlich 3 se encontró por debajo del límite de detección instrumental, lo que justifica los escasos valores representados en la figura 71.

La concentración de níquel disponible en las muestras tomadas a 5 cm osciló entre 0,07 y 3,82 mg kg<sup>-1</sup>, rango similar al obtenido en el caso de las muestras recogidas a 25 cm de profundidad (0,06-3,36 mg kg<sup>-1</sup>), valores que pueden ser considerados como muy bajos.

Si analizamos el comportamiento interanual, comparando los muestreos de diciembre, podemos observar como, en el caso de las muestras tomadas a 5 cm provenientes de parcelas no encaladas, se produce una reducción de las concentraciones de níquel disponible a medida que avanza el período de estudio, en cambio a 25 cm en las parcelas encaladas se produce un incremento paulatino de la disponibilidad de níquel (Mehlich 3) durante el período 2002-2003.

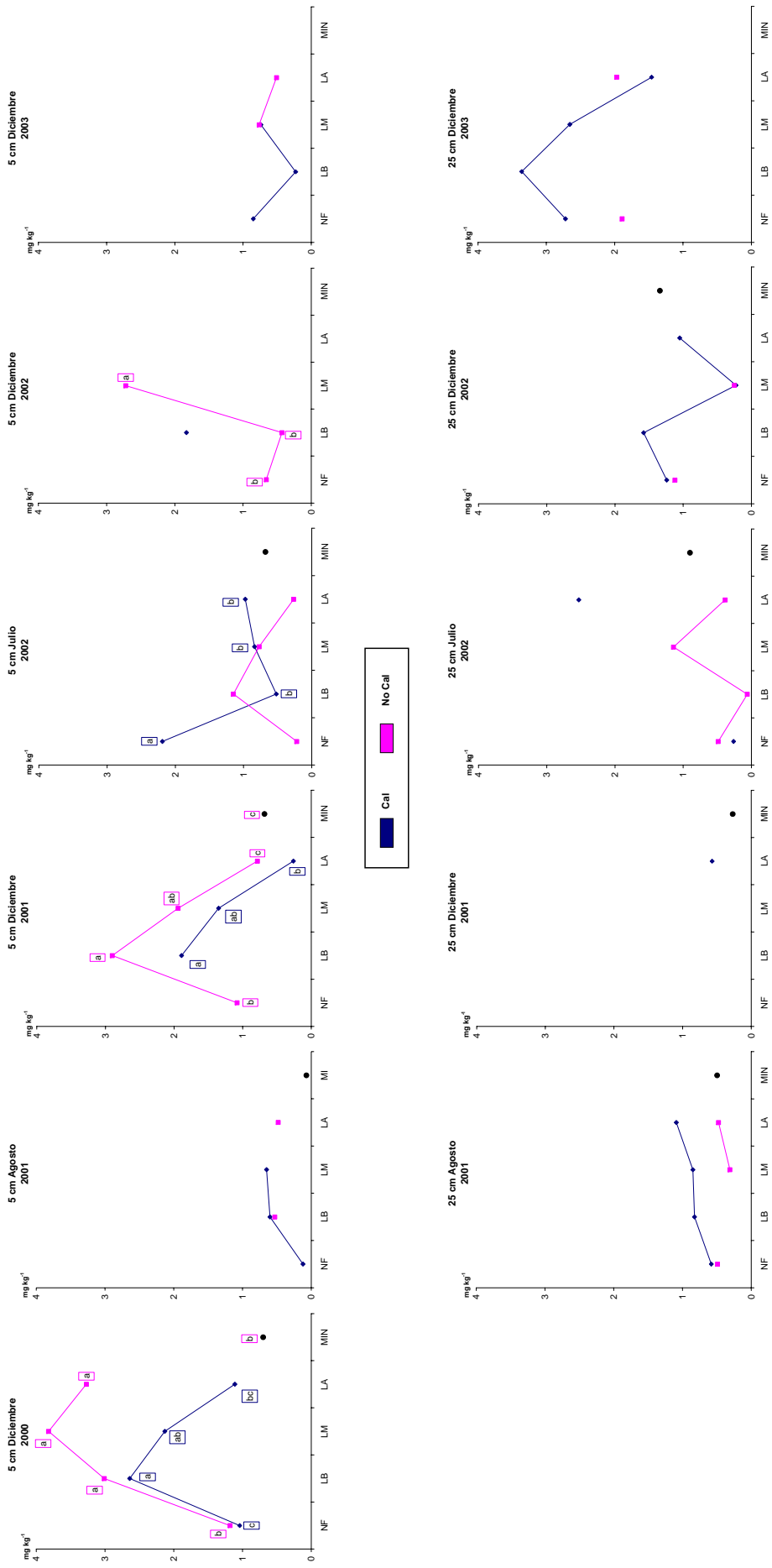


Figura 71. Niveles de níquel disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> Ca CO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.



En cuanto a la evolución intraanual, en las parcelas no encaladas las máximas concentraciones de níquel disponible en las muestras superficiales se encuentran en los meses de diciembre.

De los datos obtenidos no se puede deducir un efecto claro del encalado ni de los tratamientos de fertilización aplicados.

Hay que destacar que se trata de un elemento que, aunque está presente en el suelo, su disponibilidad (Mehlich 3) es muy reducida.

#### **4.19.2 FITOMASA AÉREA**

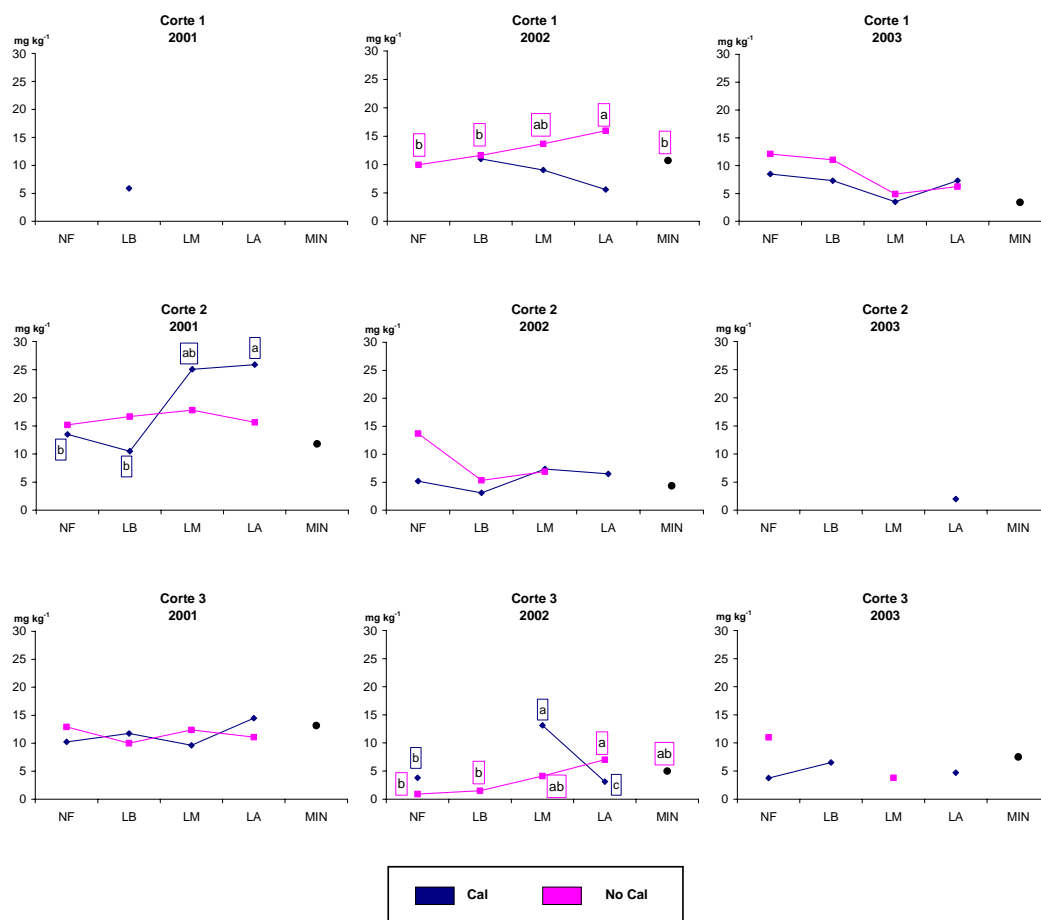
La concentración de níquel total en la fitomasa aérea a lo largo de los diferentes muestreos realizados en el período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados durante los años previos a este estudio se encuentra en la figura 72, cuyo ANOVA (tabla 5 del anexo 1), muestra las interacciones significativas muestreo\*año ( $p<0,06$ ), encalado\*muestreo ( $p<0,06$ ) y fertilización\*encalado ( $p<0,06$ ).

La concentración de níquel en la fitomasa aérea varió entre 9,6 y 25,9 mg kg<sup>-1</sup> en el año 2001, entre 0,9 y 15,9 mg kg<sup>-1</sup> en 2002 y entre 2 y 12,1 mg kg<sup>-1</sup> en 2003, lo que parece indicar que, en general, se produce una reducción de la presencia de este elemento en la fitomasa aérea a medida que transcurre el período de estudio.

Igual que ocurría en el caso del níquel disponible según el método Mehlich 3, se detectaron concentraciones de níquel total inferiores al mínimo detectado por el espectrofotómetro y que por lo tanto no se representan en la gráfica 72.

En cuanto a la variación interanual, cabe destacar la reducción progresiva de los niveles de níquel en la fitomasa aérea en el segundo y tercer corte, a medida que transcurre el período 2001-2003. Si analizamos la evolución estacional, en los años 2002 y 2003 la concentración de níquel en la fitomasa aérea se redujo a medida que transcurrían los cortes, mientras que en 2001 esa reducción aparece a partir del segundo corte.

Con la aplicación de caliza encontramos una tendencia a la reducción de la concentración de níquel en la fitomasa, respuesta opuesta a la que se produce al aplicar las dosis de fertilizante orgánico, que, en general, parecen incrementar la presencia de este elemento en la fitomasa aérea.



## 4.20 CROMO

### 4.20.1 SUELO

#### 4.20.1.1 *Contenido de cromo total en suelo*

La figura 73 recoge la concentración de cromo total en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 25 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años previos a este estudio. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, donde se muestra un efecto significativo del muestreo cuando las muestras se tomaron a 5 y 25 cm de profundidad.

La concentración de cromo total en suelo se sitúa en el rango  $3,9\text{-}44,03 \text{ mg kg}^{-1}$  cuando las muestras se tomaron a 5 cm, reduciéndose hasta  $0,2\text{-}39,8 \text{ mg kg}^{-1}$  en el caso de las recogidas a mayor profundidad, siendo generalmente la concentración de cromo superior en los primeros 5 cm

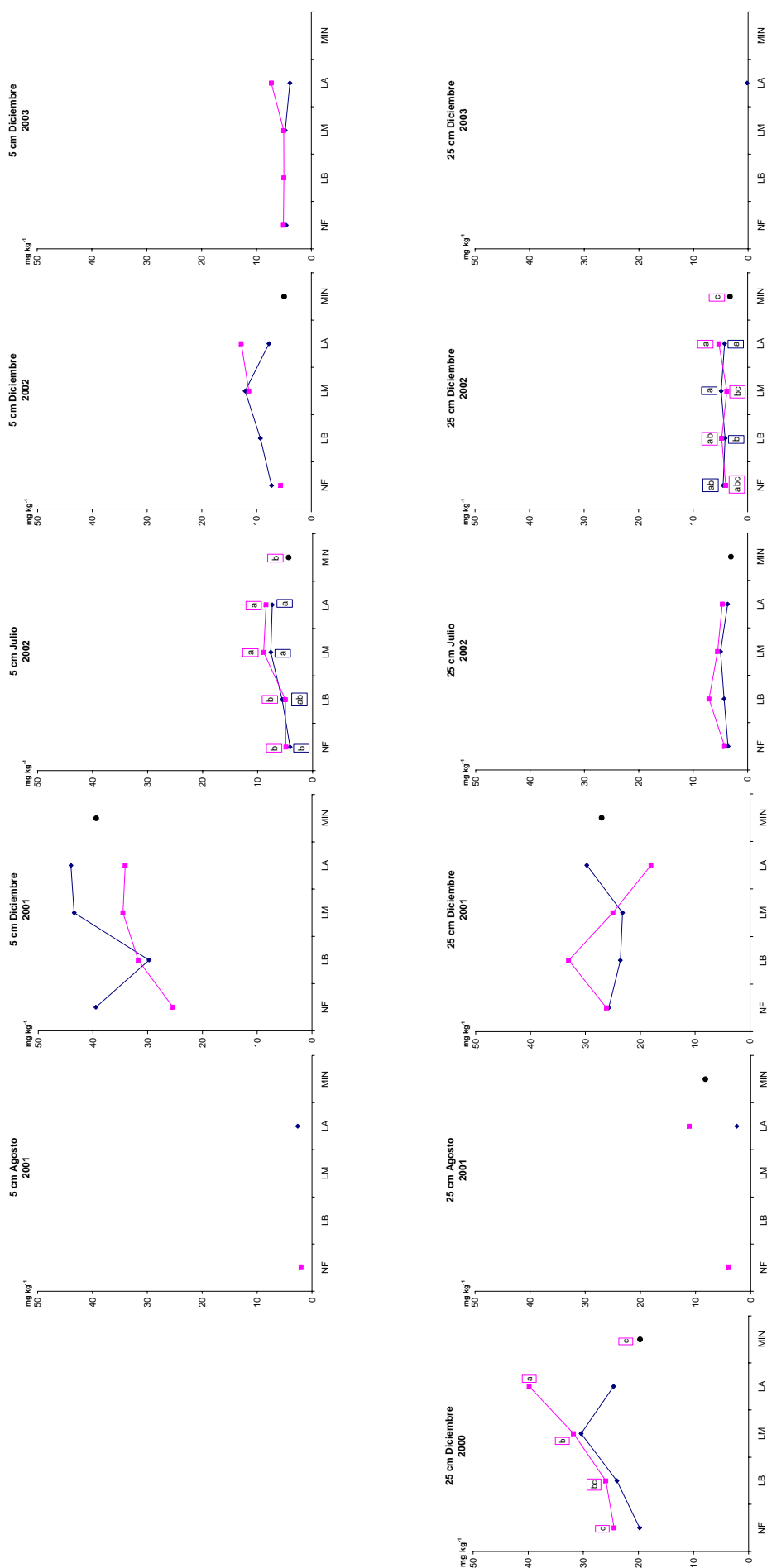


Figura 73. Concentración de cromo total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm), así como a 25 cm en el año 2000, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de fodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de fodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de fodo ( $0,82 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

del suelo. En algunos casos los niveles de cromo total se encontraron por debajo del límite de detección instrumental, lo que conlleva que en la gráfica no aparezcan.

Analizando la evolución interanual de la concentración total de cromo en el suelo, comparando los muestreos de diciembre realizados, observamos una reducción de la presencia de este elemento tanto a 5 como a 25 cm, a medida que transcurre el período de estudio. Asimismo, la evolución estacional indica que las mayores concentraciones de cromo total se registran, en las dos profundidades analizadas, cuando los muestreos se realizan en diciembre.

En cuanto a los tratamientos, en los ANOVAs realizados por muestreo, se observó un efecto significativo en las muestras superficiales de los tratamientos en el mes de julio de 2002, tanto en las parcelas encaladas ( $p < 0,05$ ) como en las no encaladas ( $p < 0,05$ ), mientras que a 25 cm de profundidad el efecto se observó en diciembre de 2003 tanto en las parcelas encaladas ( $p < 0,07$ ) como en las no encaladas ( $p < 0,05$ ).

Por lo tanto, parece existir una tendencia de incremento de la presencia de cromo total en el suelo cuando no se encala, respuesta que también se produjo cuando se aplicó fertilizante orgánico en los años previos a este estudio.

### *4.20.1.2 Cromo disponible según el método Mehlich 3*

Los niveles de cromo disponible en suelo a las dos profundidades (5 y 25 cm) según el método Mehlich 3 a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm de profundidad en el año 2000, se representan en la figura 74. Los ANOVAs correspondientes se encuentran en la tabla 1 del anexo1, donde se observa que no se registraron efectos significativos de los diferentes tratamientos aplicados.

Igual que ocurría en el caso del níquel, en varios tratamientos la concentración disponible de cromo (Mehlich 3) se encontró por debajo del límite de detección instrumental, lo que justifica los escasos valores representados en la figura 73.

La concentración de cromo disponible según el método Mehlich 3 en las muestras tomadas a 5 cm osciló entre 0,01 y 0,39 mg kg<sup>-1</sup>, rango similar al registrado en el caso de las muestras recogidas a 25 cm (0,01-0,32 mg kg<sup>-1</sup>).

Debido a la escasez de datos no se pueden detectar tendencias debidas a los tratamientos aplicados en los años anteriores a esta experiencia, aunque hay que destacar que, haciendo una comparación entre las cantidades totales de cromo y las disponibles según el método Mehlich 3, se observa que este elemento sólo se encuentra disponible en una proporción muy pequeña, respuesta que también se produjo en el caso del níquel.

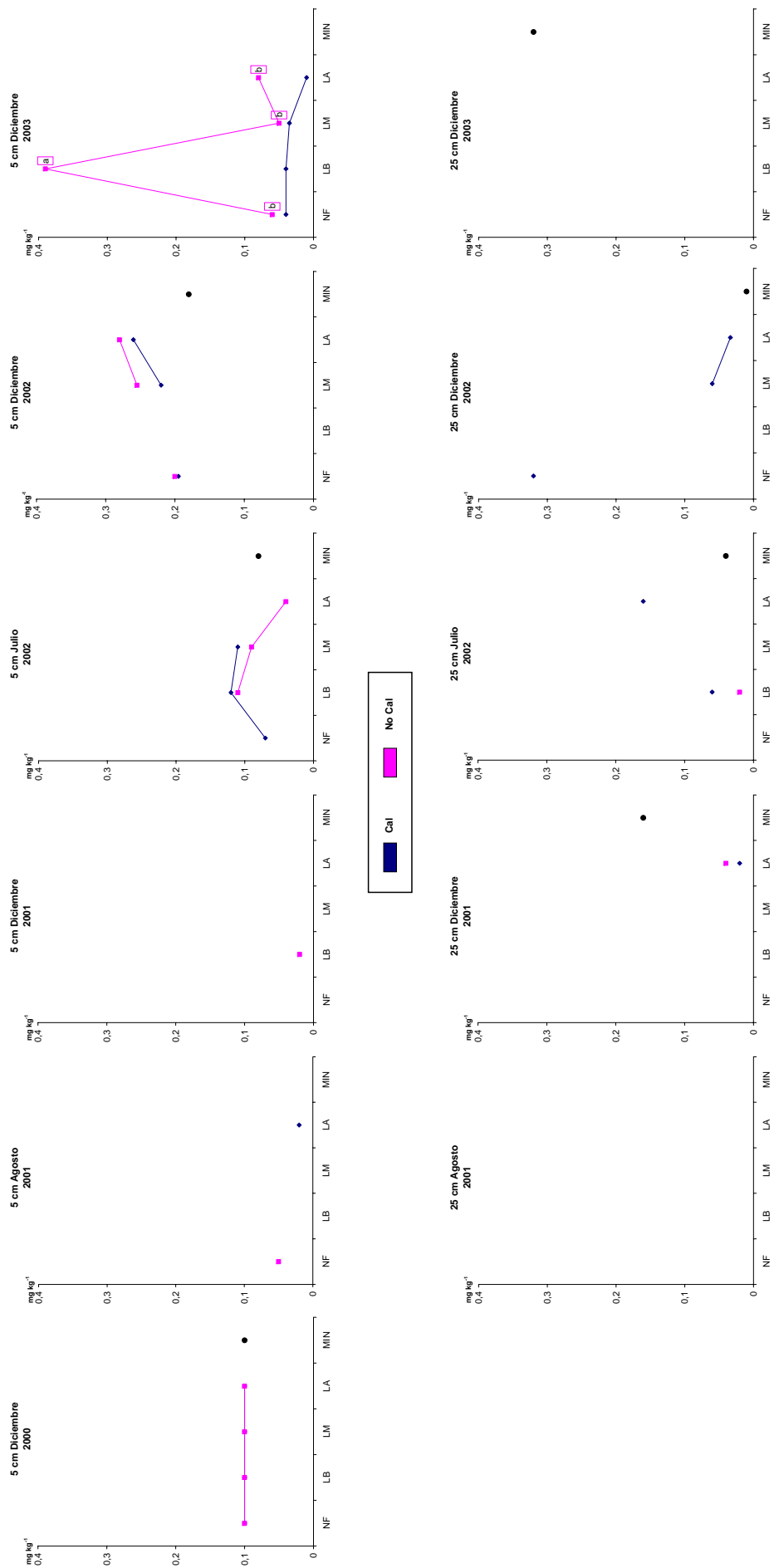


Figura 74. Niveles de cromo disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2.5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0.16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0.32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0.48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

#### 4.20.2 FITOMASA AÉREA

La concentración de cromo total en la fitomasa aérea a lo largo de los cortes realizados durante el período 2001-2003 se representa en la figura 75, cuyo ANOVA se encuentra en la tabla 5 del anexo 1, que muestra un efecto significativo del muestreo.

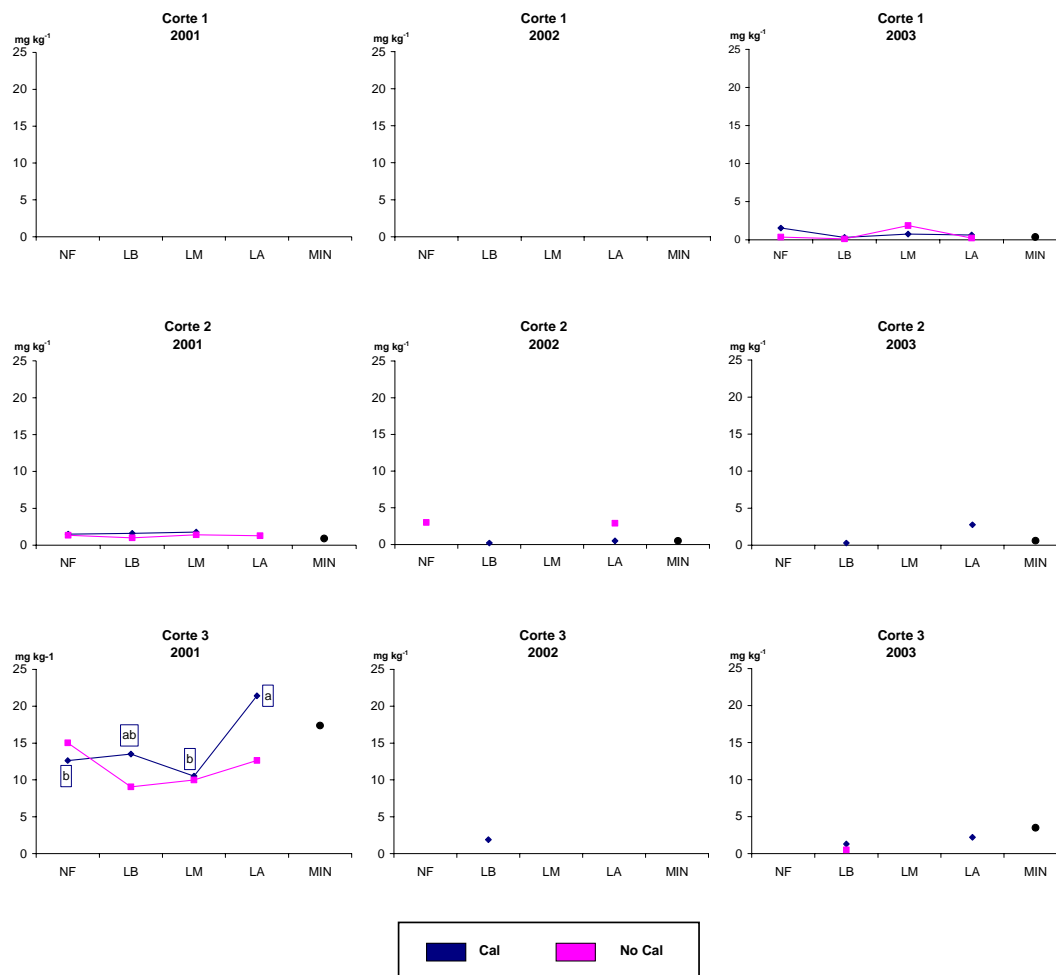


Figura 75. Contenido de cromo total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

En varios tratamientos la concentración de níquel total en la fitomasa aérea se encontró por debajo del límite de detección instrumental, lo que justifica los escasos valores representados en la figura 75.

El rango de variación de la concentración de cromo en la fitomasa aérea osciló entre  $0,9$  y  $21,4 \text{ mg kg}^{-1}$  en el año 2001, entre  $0,2$  y  $2,9 \text{ mg kg}^{-1}$  en 2002 y entre  $0,3$  y  $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$  en 2003, lo que nos indica que los mayores niveles de este elemento la fitomasa aérea se obtuvieron en el año 2001, reduciéndose de forma notable en los años 2002 y 2003. En cuanto a la variación estacional,

cabe indicar que en el año 2001 las concentraciones de cromo más elevadas se registraron en el tercer corte, mientras que en 2003 esa concentración máxima se obtuvo en el corte de mayo, lo que nos indica que en el período de estudio no hay un patrón de comportamiento anual. Asimismo, la concentración registrada en el tercer corte de 2001, concuerda con los elevados niveles totales de cromo registrados en diciembre del mismo año.

Al realizar los ANOVAs por muestreo se registró un efecto significativo de los tratamientos en el tercer corte realizado en el año 2001 en las parcelas encaladas ( $p < 0,07$ ), aunque, en general, no hubo respuesta de la concentración total de cromo en la fitomasa aérea a la aplicación de cal ni a la de lodos de depuradora, lo que puede ser consecuencia de la baja disponibilidad de este elemento.

## 4.21 CADMIO

### 4.21.1 SUELO

#### 4.21.1.1 *Contenido de cadmio total en suelo*

La figura 76 recoge la concentración de cromo total en el suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos puede observarse en la tabla 1 del anexo 1, de la que no se deduce un efecto significativo de los tratamientos.

La concentración de cadmio total en suelo se encuentra dentro del rango 0,03-2,8 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se tomaron a 5 cm, reduciéndose hasta 0,2-0,8 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las recogidas a mayor profundidad. En algunos casos los niveles totales de cadmio se encontraron por debajo del límite de detección instrumental, lo que conlleva que en la gráfica no aparezcan.

Debido a la escasez de datos no se pueden observar tendencias debidas a los tratamientos aplicados en los años anteriores a esta experiencia.

#### 4.21.1.2 *Cadmio disponible según el método Mehlich 3*

La figura 77 recoge la cantidad de cadmio disponible en suelo según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm), a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. El resultado de los análisis de varianza realizados para evaluar el efecto de los tratamientos se presenta en la tabla 1 del anexo 1, que nos indica la interacción significativa encalado\*muestreo en las muestras tomadas a 5 cm y un efecto significativo del encalado y del muestreo cuando las muestras se tomaron a mayor profundidad.

La concentración de cadmio disponible se encuentra dentro del rango 0,03-0,98 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se tomaron tanto a 5 como a 25 cm.

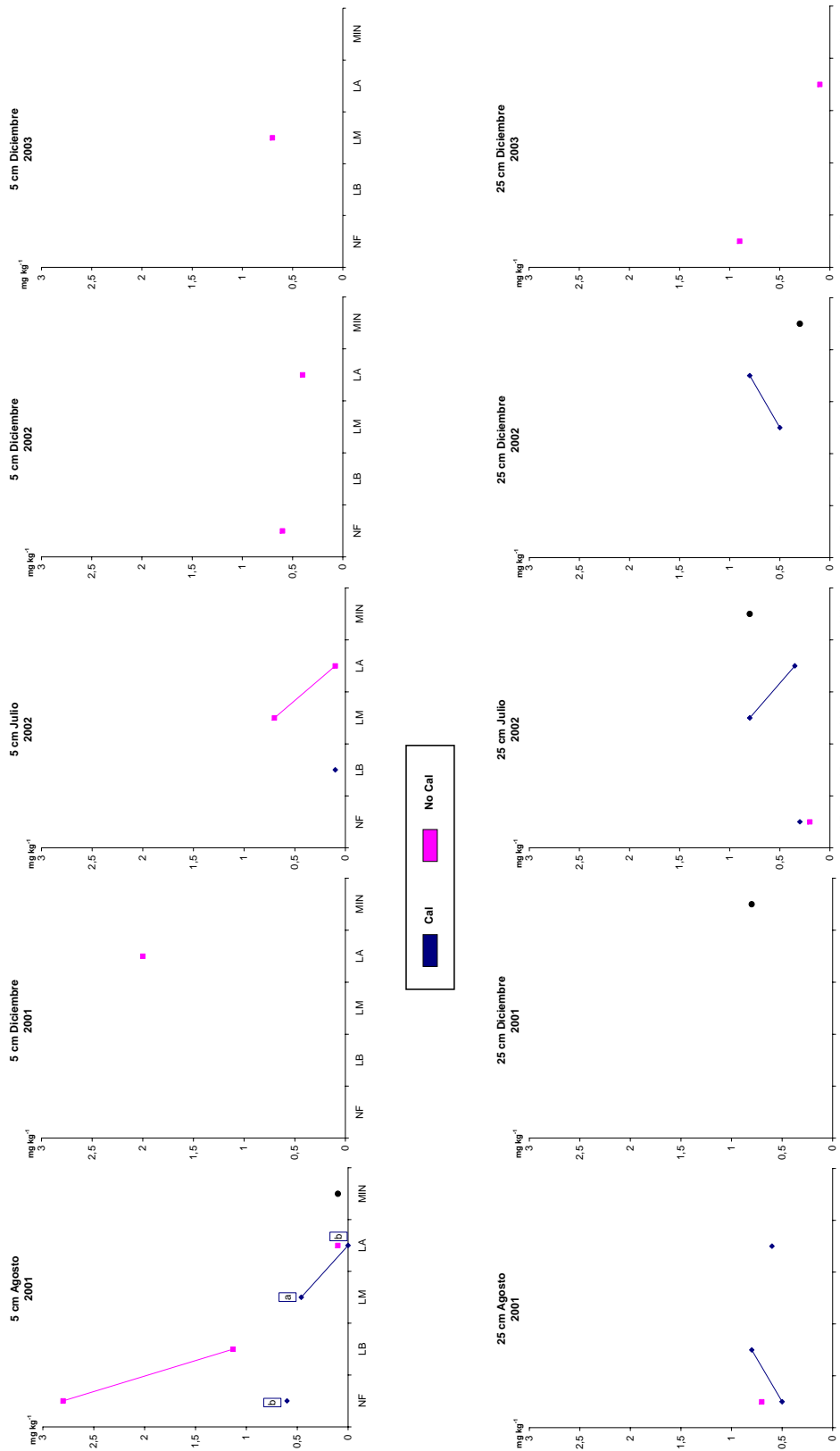


Figura 76. Concentración de cadmio total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8;24;16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.



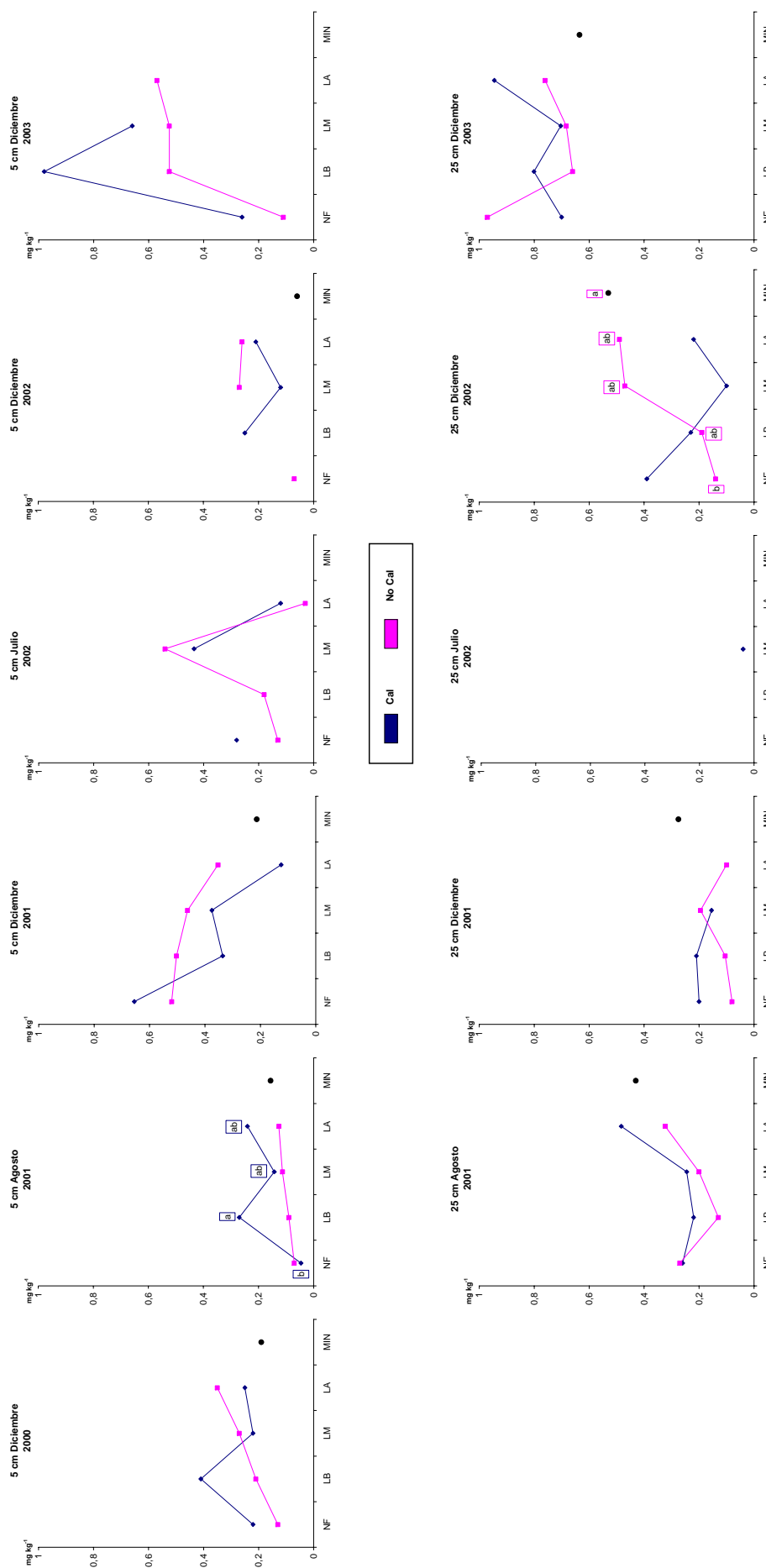


Figura 77. Niveles de cadmio disponible según el método Mehlich 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

Si analizamos la evolución interanual de los niveles de cadmio disponibles, comparando los muestreos de diciembre, se observa, en las muestras tomadas a 5 cm un incremento de los mismos en el año 2001 con respecto al año 2000, reduciéndose en 2002, para aumentar en el año 2003, este comportamiento difiere del detectado a 25 cm, dado que a esta profundidad el descenso se produce en los tres primeros muestreos, incrementándose paulatinamente en diciembre de 2002 y 2003. La evolución estacional de este nutriente no presenta un comportamiento homogéneo durante el período de estudio.

En cuanto al efecto de los tratamientos, cuando los ANOVAs se hicieron por muestreo se registró un efecto significativo de los tratamientos de fertilización en las muestras recogidas superficialmente en agosto de 2001 en las parcelas encaladas ( $p < 0,07$ ), y a 25 cm de profundidad en diciembre de 2002 en las no encaladas ( $p < 0,08$ ).

En general, no se observa un efecto claro de la aplicación de caliza sobre la concentración de cadmio disponible en el suelo (Mehlich 3), y lo mismo sucede con los tratamientos de fertilización.

### **4.21.2 FITOMASA AÉREA**

La concentración de cadmio total en la fitomasa aérea, en los cortes realizados durante el período 2001-2003 se representa en la figura 78, cuyo ANOVA correspondiente se encuentra en la tabla 5 del anexo 1, no observándose ningún efecto significativo de los tratamientos aplicados.

Hay que indicar que, igual que ocurría en el cromo, en varios tratamientos la concentración de cadmio total en la fitomasa aérea se encontró por debajo del límite de detección instrumental, lo que justifica los escasos valores representados en la figura 78.

El rango de variación de la concentración de cadmio en la fitomasa aérea osciló entre 0,1 y 0,9 mg kg<sup>-1</sup> a lo largo del período de estudio, siendo la concentración más elevada de este elemento la que se registró en el tercer corte en todos los años evaluados.

Debido a la escasez de datos no se detectaron tendencias de comportamiento de la concentración total de cadmio en la fitomasa aérea.

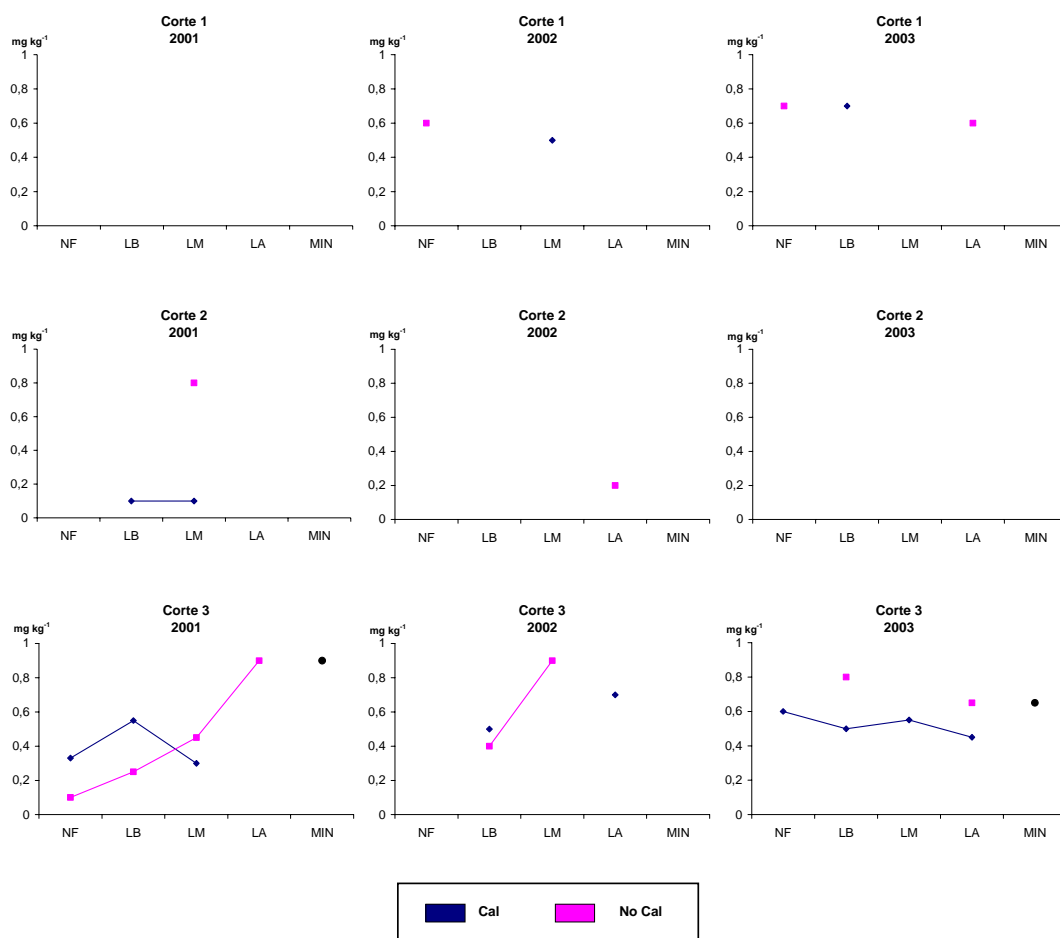


Figura 78. Contenido de cadmio total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

## 4.22 PLOMO

### 4.22.1 SUELO

#### 4.22.1.1 *Contenido de plomo total en suelo*

La concentración de plomo total en suelo a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, en función de los tratamientos aplicados, se puede observar en la figura 79. El ANOVA realizado para analizar el efecto de los tratamientos se encuentra en la tabla 1 del anexo 1, deduciéndose la interacción significativa fertilización\*encalado\*muestreo cuando las muestras se recogieron a 5 cm, mientras que a 25 cm se registró un efecto significativo del muestreo ( $p < 0,06$ ) y de la fertilización ( $p < 0,08$ ).

Los valores de plomo total registrados en el año 2000 se encuentran por debajo del límite de detección instrumental, mientras que en el período 2001-2003 oscilan entre  $1,2$  y  $43,9 \text{ mg kg}^{-1}$ .

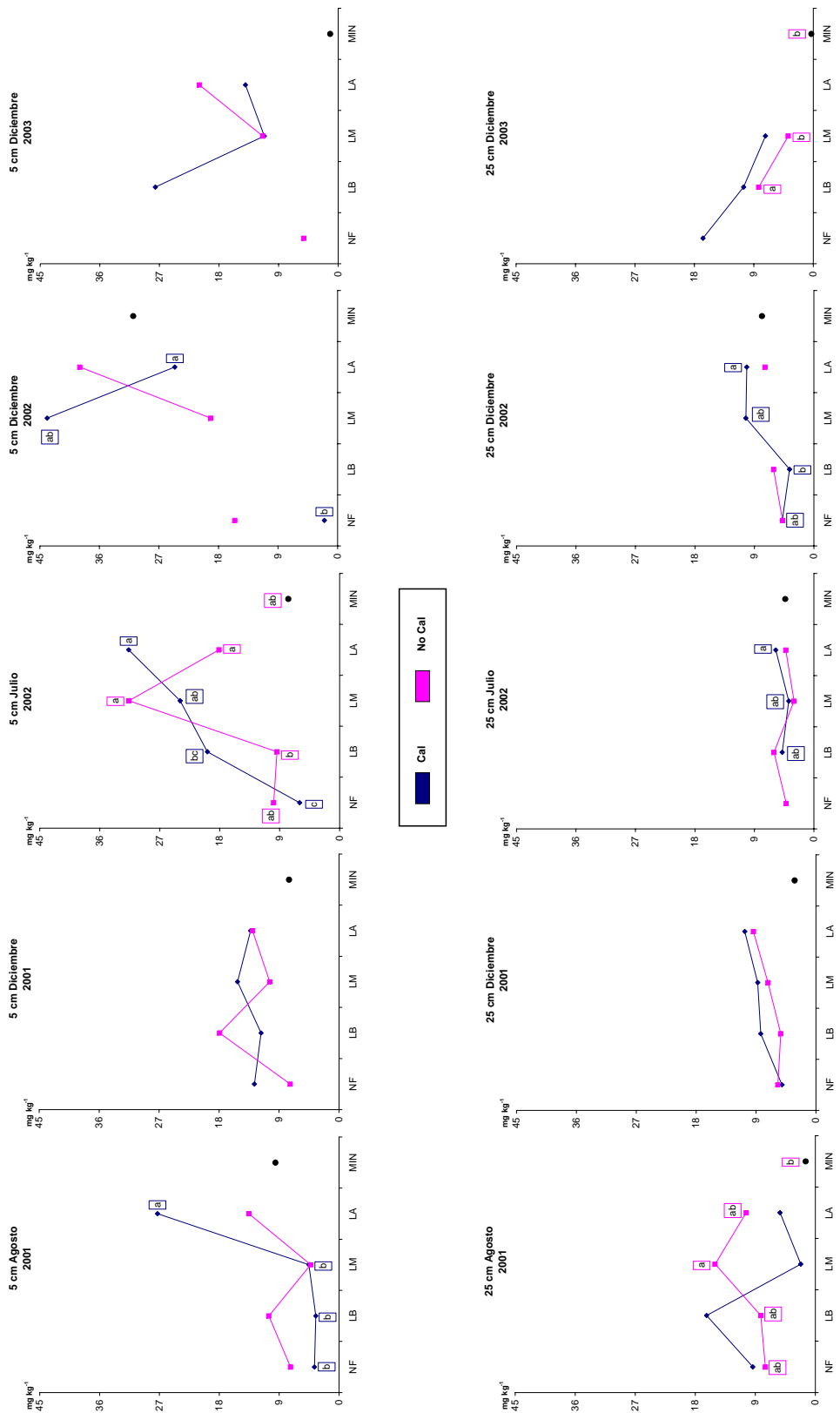


Figura 79. Concentración de plomo total (%) en suelo durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

para las muestras tomadas a 5 cm, encontrándose entre 0,3 y 16,7 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se recogieron a 25 cm de profundidad.

Si nos fijamos en la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre, en general se observa un aumento de los niveles de plomo a 5 cm de profundidad en el tratamiento LM y LA en 2002, con respecto a 2001, reduciéndose superficialmente en el año 2003, mientras que en éste último año a 25 cm de profundidad la concentración se eleva ligeramente con respecto al año 2002.

La evolución estacional nos muestra, en el año 2001, un incremento de la concentración total de plomo en superficie, reduciéndose en profundidad, mientras que en el año 2002 en las muestras más profundas, los niveles totales de este elemento fueron más elevados en diciembre.

En cuanto al efecto de los tratamientos, no se observa una respuesta clara frente al encalado, mientras que la aplicación de fertilizante orgánico conlleva un incremento de la concentración de plomo total en suelo, sobre todo en los tratamientos LM y LA. No se obtuvo un efecto significativo de la concentración de este metal frente a la aplicación exclusiva de fertilizante mineral (MIN).

#### *4.22.1.2 Plomo disponible según el método Mehlich 3*

La figura 80 recoge cantidad de plomo disponible en suelo según el método Mehlich 3 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) a lo largo del período 2001-2003, así como la concentración a 5 cm en el año 2000, en función de los tratamientos aplicados en los años anteriores a este estudio. El resultado de los ANOVAs realizados (tabla 1 del anexo 1) muestra únicamente un efecto significativo del muestreo en el caso de las muestras recogidas a 25 cm de profundidad.

La concentración de plomo disponible (Mehlich 3) se encuentra dentro del rango 0,52-10,01 mg kg<sup>-1</sup> cuando las muestras se tomaron a 5 cm, reduciéndose hasta 0,46-8,11 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de las recogidas a mayor profundidad.

Al analizar la evolución interanual, comparando los muestreos de diciembre, se observa que los niveles de plomo disponible según el método Mehlich 3 se reducen progresivamente en el período 2000-2002, en el caso de las muestras correspondientes a los primeros 5 cm del suelo, y en el período 2001-2002 cuando el muestreo se realizó a mayor profundidad, produciéndose en ambos casos un aumento de la concentración disponible de este elemento en diciembre de 2003, comportamiento opuesto al observado en el caso de la concentración total de plomo en el suelo.

Por otro lado, la evolución intraanual no muestra un comportamiento homogéneo durante el período de estudio, dado que en el año 2001, tanto a 5 como a 25 cm, se registra una mayor concentración de plomo disponible hacia finales de año, comportamiento opuesto al observado en 2002, cuando los mayores niveles se obtuvieron en verano.

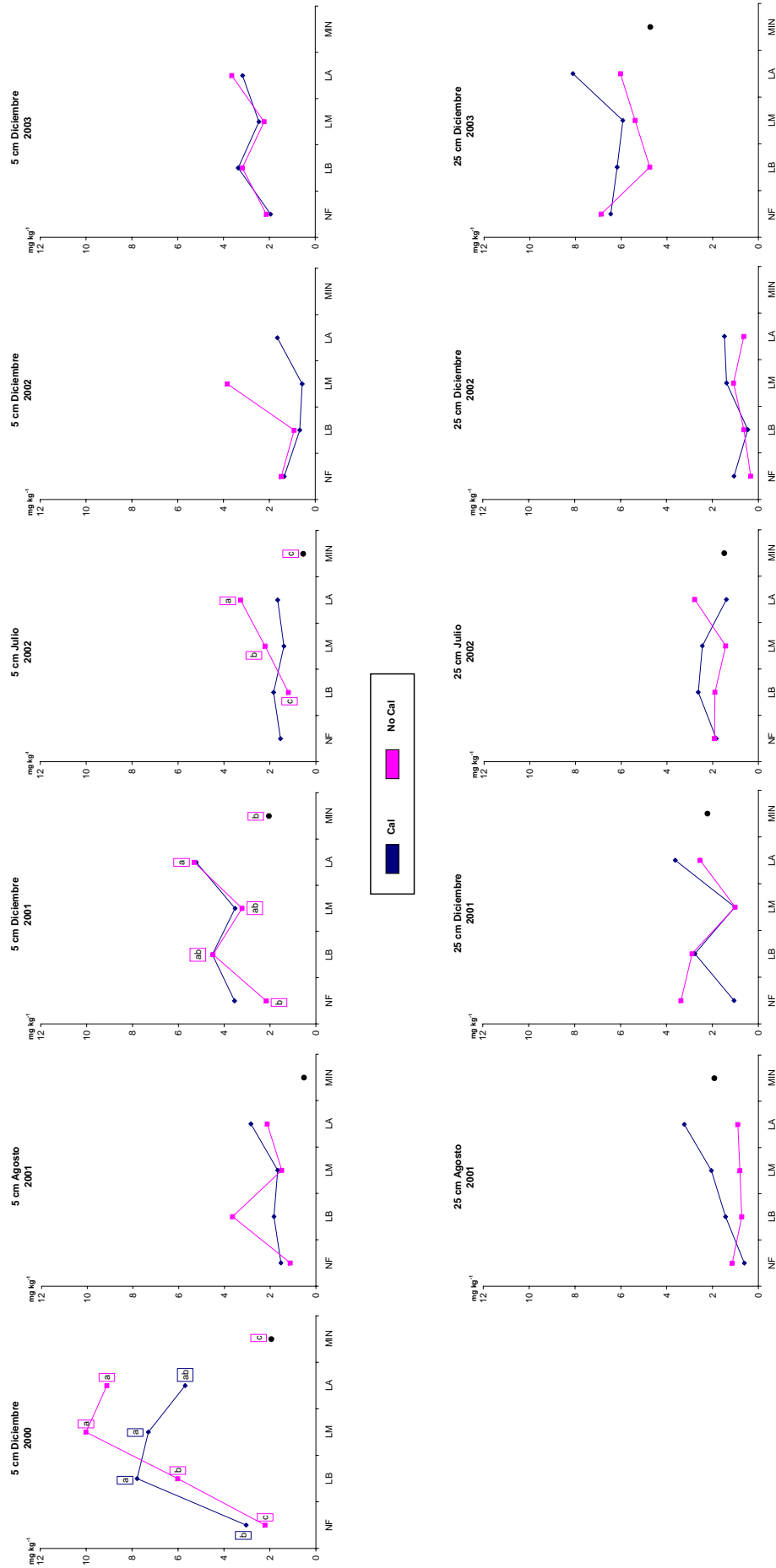


Figura 80. Niveles de plomo disponible según el método Mehlich 3 (mg kg<sup>-1</sup>) en suelo a 5 cm de profundidad en el año 2000, así como durante el período 2001-2003 a dos profundidades (5 y 25 cm) según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal: 2,5 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; No cal: 0 t ha<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo (0,16 t N ha<sup>-1</sup>); LM: Dosis media de lodo (0,32 t N ha<sup>-1</sup>); LA: Dosis alta de lodo (0,48 t N ha<sup>-1</sup>); MIN: 500 kg ha<sup>-1</sup> 8:24:16. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos, cuando los ANOVAs se realizaron por muestreo, se obtuvo un efecto significativo de los tratamientos en el caso de las muestras superficiales recogidas en diciembre de 2001 ( $p<0,07$ ) y julio de 2002 ( $p<0,05$ ) sobre parcelas no encaladas.

En general, se observa que la aplicación de caliza tiende a reducir la presencia de plomo disponible superficialmente, mientras que a 25 cm dicho tratamiento produce el efecto opuesto. Asimismo, igual que ocurría en el caso de la concentración total de plomo, se detecta una tendencia de incremento de los niveles de plomo disponible con la aplicación de fertilizante orgánico en los años previos a este estudio.

La concentración de plomo disponible en las parcelas que únicamente recibieron fertilización mineral, fue, en general, similar a la de las parcelas testigo (NF).

#### **4.22.2 FITOMASA AÉREA**

Los niveles de plomo en la fitomasa aérea pueden verse en la figura 81, de cuyo ANOVA (tabla 5 del anexo 1) se deducen las interacciones significativas muestreo\*año, fertilización\*año, encalado\*año y encalado\*muestreo ( $p<0,07$ ).

Igual que ocurría con el cromo y el cadmio, en varios tratamientos la concentración de plomo total en la fitomasa aérea se encontró por debajo del límite de detección instrumental, lo que justifica los escasos valores representados en la figura 81.

El rango de variación de la concentración de plomo en la fitomasa aérea osciló entre 0,3 y 16,7 mg kg<sup>-1</sup> en el año 2001, reduciéndose hasta 0,5-1,11 mg kg<sup>-1</sup> en 2002 e incrementándose de nuevo en el 2003 (2,4-16,75 mg kg<sup>-1</sup>). El año 2003 fue el único año en el que se registraron concentraciones de plomo en todos los cortes realizados, manteniéndose las concentraciones más o menos estables todo el año.

En cuanto a los tratamientos, en el año 2003 no se observa un patrón de respuesta al encalado, aunque si éste se encuentra asociado a la fertilización orgánica se produce un incremento de la concentración de plomo en la fitomasa aérea en el primer y tercer muestreo, mientras que en el segundo los niveles descienden.

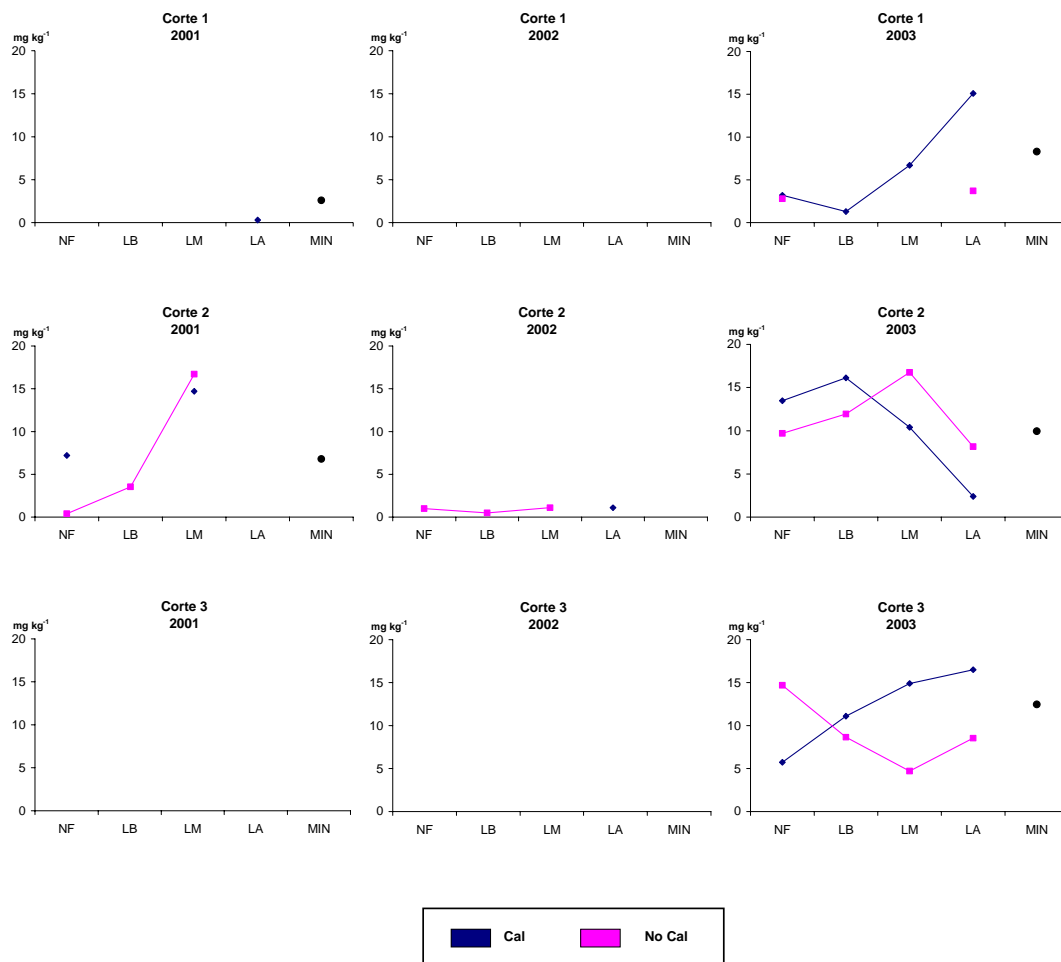


Figura 81. Contenido de plomo total en la fitomasa aérea ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los diferentes cortes (corte 1: mayo, corte 2: junio, corte 3: noviembre) realizados durante el período 2001-2003 según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LB: Dosis baja de lodo ( $0,16 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ); MIN:  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ 8:24:16}$ . Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal. Cuando la concentración del elemento fue inferior al límite de detección instrumental, dicha concentración no se representa en las gráficas.

## 4.23 MERCURIO

### 4.23.1 SUELO

Debido a las bajas concentraciones de este elemento en el lodo se analizaron solamente los niveles totales de mercurio en suelo en las dosis NF, LM y LA correspondientes al muestreo realizado en diciembre de 2003 a 25 cm de profundidad (tabla 16). El resultado de los ANOVAs realizados se muestra en la tabla 1 del anexo 1.

Los valores totales de mercurio detectados en suelo ( $0,05\text{-}0,09 \text{ mg kg}^{-1}$ ) se encuentran dentro del rango definido como normal para suelos no contaminados ( $0,01\text{-}0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Davies, 1980; Fergusson, 1990; Kabata, 2000). Si comparamos los resultados obtenidos en este último muestreo con los correspondientes a las mismas parcelas a finales del año 2000 vemos que se ha producido una ligera reducción en los niveles de mercurio en suelo. Igual que entonces se encontró



un efecto significativo de la dosis de abono orgánico, que resultó más marcado cuando no se encaló previamente.

Tratamiento	NF	LM	LA
Cal	0,05	0,07	0,07
No Cal	0,05b	0,07ab	0,09a

Tabla 16. Variación de los niveles de mercurio total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en el suelo a 25 cm de profundidad, según el tratamiento aplicado durante los años previos a este estudio. Los tratamientos de fertilización aplicados durante los años previos a este estudio son: Cal:  $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Ca CO}_3$ ; No cal:  $0 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ; NF: No fertilización; LM: Dosis media de lodo ( $0,32 \text{ t N ha}^{-1}$ ); LA: Dosis alta de lodo ( $0,48 \text{ t N ha}^{-1}$ ). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización para cada dosis de cal.

## **V. DISCUSIÓN**

## 5.1 FERTILIDAD EDÁFICA

El suelo de este estudio se caracteriza por presentar una acidez extrema, lo que es típico de los suelos de monte en Galicia (Muñoz y Guitián, 1962; Muñoz-Taboadela, 1965; Mombiola, 1983a y 1983b, Novoa-Muñoz *et al.*, 1998; Merino *et al.*, 2004), y que es consecuencia del tipo de roca madre existente en la zona (principalmente cuarzo), la ausencia de restitución de nutrientes extraídos por las sucesivas cosechas a través de un manejo mejorante de la fertilidad (como encalado o la fertilización orgánica) y la abundante precipitación que favorece el lavado de cationes (Adams *et al.*, 2001; Porta *et al.*, 2003).

La restitución de nutrientes a través de algunos de los tratamientos utilizados en este estudio (fertilización orgánica y encalado) mejoran la fertilidad, tal como se deduce del aumento de **pH**, incremento de la capacidad de intercambio catiónico y la reducción del porcentaje de saturación de aluminio (Porta *et al.*, 2003; López-Díaz, 2004; López-Díaz *et al.*, 2007). Sin embargo, otros tratamientos de fertilización como el abonado mineral, no provocan mejoras de este tipo, ocasionando una clara diferenciación en el desarrollo de los diferentes componentes del sistema silvopastoral.

En nuestro caso, el aporte de cal afectó de forma positiva al pH del suelo, tanto superficialmente como en profundidad, respuesta también descrita por López-Díaz (2004) previamente en el mismo ensayo, y que puede deberse al propio efecto de la cal, que elevaría el pH del suelo años después de su aplicación (López-Mosquera, 1995).

Asimismo, el incremento de pH derivado de la aplicación de lodos de depuradora urbana en terrenos de monte (con pH ácido) también fue descrito por numerosos autores (Rigueiro *et al.* 2000b; López-Díaz, 2004; Eguiarte *et al.*, 2005; López-Díaz *et al.*, 2007), respuesta que generalmente también se produce en suelos ácidos cuando los lodos proceden de industrias lácteas (López-Mosquera *et al.*, 2000a; López-Mosquera *et al.*, 2000b; López-Mosquera *et al.*, 2002; Rigueiro *et al.*, 2002b; Rigueiro *et al.*, 2004a) o son estabilizados mediante cal (Omil *et al.*, 2006). Esta sería por tanto, una de las notables ventajas del aporte de residuos en los suelos de monte gallego, caracterizados, como ya se ha mencionado, por su bajo pH.

Sin embargo, esta ventaja no se observa en suelos gallegos con una historia de mejora de fertilidad reciente, así Rigueiro *et al.* (2000b) en un sistema silvopastoral establecido con *Pinus radiata* sobre un terreno agrícola con un pH inicial de 6,8 y fertilizado con lodo procedente de una industria láctea, no observan un incremento del pH al ser el residuo utilizado de un pH próximo al del suelo (alrededor de 7) (López-Mosquera *et al.*, 2005). Pero sí se detectaron diferencias importantes entre el tratamiento al que se aplicó lodo y el que se fertilizó con abonado mineral, resultando el descenso de pH mayor tras la aplicación de la fertilización orgánica. Esta respuesta es debida a que la fertilización orgánica favorece la producción de pasto y arbolado de forma

sinérgica, mientras que el abonado mineral mejora la producción de pasto que provoca un descenso del crecimiento del arbolado. En el caso del aporte de lodo se fomentó, por tanto, una mayor salida de los cationes del sistema, lo que conlleva una mayor acidificación del suelo, resultando en este caso mayor el pH en los suelos abonados inorgánicamente que en los abonados con lodo (Mosquera *et al.*, 2006b).

Sin embargo, en estudios desarrollados sobre suelos ácidos (Mosquera *et al.*, 1998; López-Díaz, 2004), como el de este estudio, las parcelas que se abonaron exclusivamente de forma inorgánica presentaron un pH inferior al encontrado en las parcelas fertilizadas con lodo, debido a que el abono empleado (nitrato amónico) genera acidez (López-Mosquera, 1995) y no implica aporte de sustancias enmendantes.

Las variaciones en el pH como consecuencia de los tratamientos aplicados, tendrán un efecto directo en la estructura del suelo (Carter, 2002), la carga de la materia orgánica del suelo (Porta *et al.*, 2003), la disponibilidad de nutrientes y elementos tóxicos y la actividad microbiana, lo que ocasionará una modificación directa en los ciclos de nutrientes, como el carbono o el nitrógeno, y producirá efectos diferenciados sobre el crecimiento potencial del pasto y del arbolado que se desarrolla en estas condiciones edafológicas, en un determinado contexto climático. Además, modifica también la disponibilidad de metales pesados lo que provocará su almacenamiento en mayor o menor medida en el suelo o su posible lavado o translocación a la planta (Porta *et al.*, 2003).

Así, en nuestro estudio, el menor pH en algunos tratamientos, sobre todo el mineral, ocasiona que se modifique tanto la estructura del suelo (las redes cristalinas de las arcillas se destruyen a pH inferior a 5 (López-Mosquera, 1995), como la actividad microbiana del mismo (el pH óptimo de las bacterias mineralizadoras está alrededor de 6 (López-Mosquera, 1995), y por tanto la tasa de mineralización, incorporación y acumulación de la materia orgánica en el suelo. De hecho, es de sobra conocido que el aporte de N provoca la acidificación del suelo a través de la mejora de la extracción de nutrientes del mismo por parte de las plantas (Whitehead, 1995). Sin embargo, cuando este fertilizante se aporta en forma orgánica, el efecto negativo del aporte de N mineral sobre el pH puede verse compensado o disminuido notablemente por el aumento de pH que provoca el aporte de lodo (que contiene cantidades nada despreciables de calcio), sobre todo en el caso de los suelos fuertemente ácidos (Andrade-Couce *et al.*, 1985a; López-Díaz *et al.*, 2007), como ya hemos mencionado y como sucede en nuestro estudio.

La capacidad de almacenamiento de **carbono edáfico** de los sistemas forestales es, en principio, mucho mayor que la de los sistemas exclusivamente agrícolas (Nair *et al.*, 2007), y justifica en gran medida la mayor capacidad de los sistemas agroforestales como sistemas sumideros de carbono que los sistemas exclusivamente agrícolas. Los niveles de carbono encontrados en nuestro estudio (7-11,9%) se encuentran dentro del rango definido por Gil-Sotres *et*

*al.* (2002) para suelos naturales de Galicia (6,5-14,6%) y del ofrecido por Zás y Alonso (2002) (7,6-11,7) en plantaciones forestales desarrolladas en suelos agrícolas abandonados, siendo más elevados que los registrados en terrenos agrícolas desarrollados sobre granitos (4,3-5,4%) (Macías y Calvo, 1992; Asociación Forestal de Galicia, 2005) y a los obtenidos en sistemas silvopastorales desarrollados en zona agrícolas abandonadas (4-7,7%) (Rigueiro *et al.*, 2006b). Los niveles de carbono tan elevados registrados en nuestro estudio pueden ser debidos principalmente a un pH más reducido que en el caso de los estudios de terrenos agrícolas anteriores, ya que, en estas condiciones se limita la mineralización de la materia orgánica y por lo tanto se produce su acumulación (la actividad microbiana, responsable de la mineralización, es máxima a pH próximo a 6). Esto, sumado a los importantes insumos de materia orgánica que derivan del tapiz herbáceo desarrollado y sobre el que cae pinocha, hace que se produzca un aumento de este elemento en el suelo conforme evoluciona el sistema silvopastoral.

Hay que tener presente que la acumulación de pinocha, material senescente y lodo en los primeros centímetros del suelo conlleva que se registre una estratificación vertical decreciente a partir de la superficie de los niveles de carbono en el perfil del suelo, que marca una estratificación desde las capas superficiales a las más profundas de los elementos ligados a esa materia orgánica.

Por lo tanto, en un sistema silvopastoral existen diferentes fuentes de carbono edáfico como son la acción propia de la pradera (Conant *et al.*, 2001), el tipo de fertilización (sobre todo la orgánica) y el aporte de los restos foliares del arbolado (Porta *et al.*, 2003), lo que provoca una diferenciación frente a los sistemas exclusivamente agrícolas y forestales. La mejora del contenido de carbono edáfico como consecuencia del desarrollo de la pradera se debe a que se incorporan al suelo raicillas muertas al suelo que se producen como consecuencia del clima, en nuestro caso en verano (sequía) e invierno (bajas temperaturas). En relación a la fertilización, y en nuestro caso, esta mejora de los niveles de carbono se produce si se realiza mediante la incorporación de abonos orgánicos, que en suelos con dificultad para la mineralización (pH bajo) puede provocar un aumento de los niveles de carbono. Finalmente, el aporte de los restos foliares como fuente de materia orgánica en un sistema silvopastoral dependerá del tipo de arbolado (frondosa o conífera), de su densidad y su cobertura (Porta *et al.*, 2003). Las coberturas elevadas, es decir, cuando se alcanzan fracciones de cabida cubierta altas, provocan un fenómeno de poda natural que provoca la mortandad masiva de hojas de las ramas inferiores, y que se desprenden, ocasionando una incorporación de materia orgánica al suelo. La incorporación al suelo de este material foliar como constituyente de la materia orgánica del mismo dependerá del tipo de árbol, así la tasa de incorporación al suelo de este material es mayor en el caso de las frondosas que de las coníferas (Duchaufour, 2001; Gobat *et al.*, 2003; Porta *et al.*, 2003).

Los niveles de carbono en nuestro suelo, son ligeramente superiores a los registrados por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio, respuesta que también se registra para el

nitrógeno total, considerado como muy alto (Domínguez-Vivancos, 1984; Fuentes-Yagüe, 1999), y que se explica, probablemente, por el mayor insumo de material foliar procedente del arbolado, al pasarse de un estado de monte bravo a tangencia de copas (0,2-0,72 t MS ha<sup>-1</sup> de acículas en el año 2001; 0,3-1,17 t MS ha<sup>-1</sup> de acículas en 2002 y 0,83-2,40 t MS ha<sup>-1</sup> de acículas en 2003).

Igual que sucedía en años anteriores, el manejo previo y diferenciado de la fertilización, junto al aporte de nitrógeno mineral realizado durante los años del estudio que se presenta, afectó al ciclo de la materia orgánica, fundamentalmente a través de dos aspectos; el edáfico y el productivo. La fertilización, probablemente unida al aporte de material foliar al suelo, sigue manteniendo una estratificación vertical en el suelo, al encontrarse unos mayores niveles de materia orgánica en los estratos superficiales en comparación con los de mayor profundidad. El aporte de nitrógeno realizado durante los años de este estudio (2001-2003) no provocó que se igualasen los tratamientos, resultando ser todavía muy patente el efecto del aporte de cal y fertilización orgánica de los años anteriores. Esto puede explicarse por el efecto residual del aporte de lodo, que en nuestro caso se prolonga por la elevada acidez del suelo que dificulta en gran medida los procesos físico-químicos y biológicos que deben producirse dentro de la propia evolución del sustrato edáfico. Es importante señalar que los aportes de fertilización inorgánica realizados durante los años 2001-2003 son muy reducidos, lo que también dificulta que se igualen los tratamientos en cuanto a los niveles de materia orgánica en el suelo, aunque la fertilización mineral aportada durante los tres años de este estudio podría afectar a la relación C/N aproximándola a valores de 10, favoreciendo así la tasa de mineralización, efecto que no es suficiente (Whitehead, 1995; Porta *et al.*, 2003). Todo ello provoca que la ausencia de encalado incremente los niveles de materia orgánica del suelo (al ralentizarse la tasa de mineralización), sobre todo en aquellas parcelas con dosis altas de lodo, cuya incorporación se dificulta, parcelas que a su vez presentaban unos importantes insumos totales de material senescente y acículas al suelo durante los tres años de estudio (1 t MS ha<sup>-1</sup> de material senescente y 3,9 t MS ha<sup>-1</sup> de acículas). En relación al tratamiento MIN, parece compensarse la reducción de la relación C/N producida por la incorporación de nitrógeno como consecuencia de los elevados insumos de material senescente y acículas al suelo que también presenta este tratamiento (2,03 t MS ha<sup>-1</sup> de material senescente y 3,29 t MS ha<sup>-1</sup> de acículas a lo largo del período 2001-2003), en comparación con los otros tratamientos, debido al mayor crecimiento inicial del arbolado en este tratamiento.

En relación al efecto positivo de la fertilización nitrogenada sobre los niveles de materia orgánica en suelo debemos señalar que la producción en los sistemas agroforestales se ve incrementada como resultado de la mejora de la productividad (tanto de pasto como de arbolado), incrementándose el contenido de raicillas en el suelo, que actuarán como insumo de materia orgánica a diferentes profundidades (en los primeros centímetros del pasto y a mayor profundidad del arbolado) (Gautam, 1998). En nuestro caso los niveles de materia orgánica en el tratamiento

MIN se reducen ligeramente con respecto a los restantes tratamientos, debido a que la adición de mayores dosis de nitrato amónico conlleva una reducción de la relación C/N, lo que facilita la mineralización de la materia orgánica por parte de los microorganismos.

Cuando se produce una fuerte competencia entre los diferentes árboles se origina una mortandad masiva de la fracción foliar ubicada en la parte baja de la copa, que fomenta la deposición del material foliar que también actúa como insumo de materia orgánica. Este último aspecto tiene una gran importancia en el caso de las especies de coníferas, cuyo material foliar se incorpora lentamente al suelo (Mosquera *et al.*, 2006b), como es nuestro caso. Evidentemente, la cobertura forestal también afectará a la tasa de incorporación de materia orgánica al suelo ya que modificará la temperatura y la humedad edáfica, pudiendo dificultar la misma (Nair 1993; Chang *et al.*, 2002), limitar la incorporación íntima y real al suelo (la fracción foliar queda en la parte superficial del suelo sin descomponerse) y, en el caso de los sistemas agroforestales con componente herbáceo, limitar el desarrollo del mismo.

El **nitrógeno** es un elemento que no es constituyente principal de los minerales (Whitehead, 2000; Mergel y Kirkby, 2001; Porta *et al.*, 2003) y no es retenido en el suelo cuando está en la forma iónica, que es la mejor absorbida por la planta (el nitrato) (Tisdale *et al.*, 1993; Pessarakli, 2002), por lo que su presencia está ligada al contenido de materia orgánica (Whitehead, 2000; Jones, 2003), lo que justifica que se detecte una mayor presencia de este elemento a nivel superficial (Stevenson y Cole, 1999; Jones, 2003), donde es mayor la acumulación de pinocha, material senescente y lodo, produciéndose una estratificación vertical decreciente en el perfil del suelo. Los niveles de nitrógeno en suelo fueron más elevados en otoño que en verano, lo que podría explicarse de nuevo por los mayores niveles de materia orgánica edáfica como consecuencia de la muerte de tejidos radicales y de la deposición de hojarasca que se produce tras la sequía de verano.

La relación positiva entre los niveles de nitrógeno y de materia orgánica en el suelo también se pone de manifiesto cuando los tratamientos modifican esta última. Así, al mismo tiempo que el encalado produce un descenso de los niveles de materia orgánica en superficie, origina también una reducción del contenido de nitrógeno total en suelo, respuesta también observada por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio (1998-2000). Esta respuesta se da a pesar de que durante los años 2001-2003 no se aportó lodo y sí abono inorgánico, sin conseguir igualar los niveles de N existentes en el suelo, debido a que éste último se aportó en dosis muy reducidas, y al marcado efecto residual del aporte del lodo, que se prolonga por la dificultad que presenta este suelo para la evolución del residuo, como consecuencia del contexto edafoclimático en el que se encuentra. Como el encalado favorece la mineralización de la materia orgánica (Mombiela, 1983a) y por consiguiente provoca una disminución del contenido de nitrógeno en las muestras superficiales del suelo, se observa un descenso de la relación C/N, lo que provoca un incremento de la disponibilidad de nitrógeno en suelos muy ácidos (Mombiela, 1983a), elemento que si no es

empleado por la planta se lava. De igual manera, el fertilizante orgánico aplicado en los años anteriores a este estudio incrementó el contenido de nitrógeno total en suelo, dado que con este tratamiento se introduce materia orgánica en el sistema y por ende nitrógeno, respuesta también observada por López-Díaz *et al.* (1999).

El aporte de nitrógeno mineral al suelo no suele ocasionar mejoras prolongadas, aunque sí puntuales, en los niveles de este elemento en el mismo, al contrario, al activar la tasa de mineralización suele reducirlo, a menos que se aporte en forma de amonio, en cuyo caso, si la tasa de nitrificación es reducida, sí puede mejorar los niveles de N total en suelo. El aporte continuado de nitrógeno mineral (MIN) provocó un incremento de los niveles de la materia orgánica, como consecuencia de la disminución del pH, que son similares a los de los tratamientos de fertilización con lodo. Sin embargo, es destacable que no se encuentra un paralelismo claro en cuanto a los niveles de nitrógeno que suelen ser significativamente más reducidos, lo que puede deberse a que el tratamiento de fertilización mineral favorece el crecimiento del arbolado, produciéndose de forma más temprana una acumulación de materia orgánica derivada del mayor aporte de acículas y material senescente al suelo en este tratamiento, material que presenta unos niveles muy reducidos de nitrógeno en comparación con el lodo. Por otro lado, debido a las importantes precipitaciones durante el año 2001 (diciembre) se pudieron producir fenómenos de anoxia en el suelo con abonado mineral (ya que es el que presenta un pH más reducido que puede afectar negativamente a la estructura del suelo), lo que conlleva que las bacterias empleen nitrógeno como sustancia oxidante en lugar de CO<sub>2</sub>, favoreciendo el proceso de desnitrificación (MAPA, 2006; San Miguel y Gómez, 2006) y por tanto la pérdida de nitrógeno. Dicha respuesta también se observó en esa misma época en diferentes estudios (Silvar, 2004).

El **fósforo** edáfico es un elemento que procede de la descomposición de la roca madre, de la fertilización o de la descomposición de la materia orgánica, encontrándose generalmente en el suelo en forma insoluble (Smith, 1996; Porta *et al.*, 2003). Los niveles de fósforo total registrados en el ensayo se encuentran dentro del intervalo 0,02-0,5% considerado como habitual en el suelo por Domínguez-Vivancos (1984) y Juárez y Sánchez (1996); y en concentraciones similares a las detectadas por López-Díaz (2004) en las mismas parcelas en los años previos a este estudio. Sin embargo, los niveles de fósforo total en el suelo no suelen ser un buen indicador edáfico de fertilidad fosfórica, ya que la mayor parte, y sobre todo en suelos ácidos, suele estar en forma no disponible, al formar compuestos estables precipitados con el hierro y el aluminio (Porta *et al.*, 2003). Por ello es lógico que el estudio de los niveles de fósforo disponible según el método Mehlich 3 muestren que las concentraciones fueron, en general, inferiores a las registradas en terrenos agrícolas fertilizados con lodo (Fernández-Núñez, 2004).

El hecho de que se registren mayores niveles de fósforo (total y Mehlich 3) en las muestras superficiales que en las tomadas a mayor profundidad puede ser debido a que es un suelo franco-



arcillo-arenoso sobre un material de partida (principalmente cuarzo) que no aporta importantes niveles de fósforo al suelo. Por tanto el gradiente vertical está justificado por el aporte en cobertera del lodo durante el período 1998-2000 (que supone aportes totales de fósforo de 113,85 kg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$  en la dosis baja, 227,69 kg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$  en la dosis media y 341,54 kg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$  en la dosis alta) y del fertilizante inorgánico aportado durante el período 2001-2003 (60 kg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$ ), así como a la reducida movilidad de este elemento en el suelo (Simpson, 1986; O’Riordan *et al.*, 1987; Juárez y Sánchez, 1996; Hinsinger, 2001), especialmente en condiciones de elevada acidez, en las que precipita con el hierro y el aluminio formando complejos estables de reducida disponibilidad para las plantas (Akhtar *et al.*, 2002; Porta *et al.*, 2003).

En cuanto a la variación estacional del fósforo edáfico, igual que sucedía con la materia orgánica y el nitrógeno, la concentración de fósforo total y disponible (Mehlich 3) se reduce superficialmente durante el período de verano, hecho que puede ser explicado por el mayor consumo de los vegetales durante la primera parte del año, que incluye la primavera, cuando se maximiza el crecimiento de los componentes del sistema silvopastoral y se registran las concentraciones máximas de este nutriente en el pasto. De igual manera, dicha evolución estacional no se observa en las partes más profundas del suelo, lo que se justifica por la reducida movilidad del fósforo ya encontrada en otros estudios (Simpson, 1986; O’Riordan *et al.*, 1987; Juárez y Sánchez, 1996).

Al igual que lo encontrado por López-Díaz (2004) en las mismas parcelas, pero en los tres años previos a este estudio, la aplicación de cal no modificó los contenidos totales de este elemento en suelo, probablemente debido a la ausencia de este elemento en el material encalante empleado. Sin embargo, y como era de esperar, el encalado sí provoca mejoras en la disponibilidad (Mehlich 3) superficial del fósforo en suelo, probablemente por el aumento de pH que lleva parejo este tratamiento. La disponibilidad de fósforo está ligada a la presencia de Fe y  $Al^{3+}$  libre en el suelo (Mombiola, 1983a), cuya concentración es inversamente proporcional al pH en el intervalo 3,5-5,5 (López-Mosquera, 1995). La elevación del pH provoca una disminución de las formas activas de Fe y Al que se ligan al fósforo, incrementando por tanto la disponibilidad de fósforo en el suelo aunque no haya aportaciones externas. Por otro lado, la aplicación de las dosis medias (227,69 kg de  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$ ) y altas (341,54 kg  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$ ) de lodo de manera consecutiva en los años previos a este estudio siguen provocando un incremento de los niveles de fósforo total y disponible (Mehlich 3) principalmente en superficie, como consecuencia del gradiente generado por el lodo, efecto que tarda en desaparecer debido a la ralentización de los procesos edáficos en los suelos muy ácidos, como ya hemos visto la descomposición de la materia orgánica, fuente en este caso del efecto diferenciador entre tratamientos de fósforo en el suelo. Es importante destacar que, a pesar del aporte anual de fósforo en el período 2001-2003 (60 kg  $P_2O_5$   $ha^{-1}$   $año^{-1}$ ), que podría igualar los tratamientos de lodo, esto no se produce, reflejando un efecto positivo sobre la fertilidad edáfica

del lodo a medio plazo tras su aporte. Este efecto residual del lodo, también fue encontrado comparativamente con las parcelas que recibieron sólo un aporte continuado de abono mineral (MIN) -tradicionalmente utilizado en la fertilización de praderas en la zona- durante los tres años del presente estudio y los tres anteriores (a razón de  $120 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), ya que no se detectaron diferencias de los niveles disponibles (Mehlich 3) de este elemento, tanto a 5 como a 25 cm de profundidad, con los encontrados en aquellas parcelas que recibieron fertilización orgánica, lo que se explica por los elevados aportes de  $\text{P}_2\text{O}_5$  ( $120 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) con el tratamiento mineral, en formas rápidamente disponible. Es importante señalar también, que bajo la cubierta arbolada todavía se observaban restos del material granulado del abono, lo que se explica por las condiciones de sombra y humedad bajo el arbolado que limitaban su incorporación al suelo.

A la hora de evaluar la fertilidad del suelo, la **capacidad de intercambio catiónico efectiva** (CICe), calculada como la suma de calcio, potasio, sodio, magnesio y aluminio de cambio y expresada en  $\text{cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$  de suelo es el método más adecuado para determinar las condiciones de fertilidad edáfica desde un punto de vista agronómico (Mombiola, 1983b; Saña-Vilaseca *et al.*, 1996).

En función de los niveles de CICe encontrados en nuestro estudio ( $4,5\text{-}15,7 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ) y teniendo en cuenta las tablas de Fuentes-Yagüe (1999) y los resultados obtenidos por Martínez *et al.* (2000) y Gómez-Rey y Calvo de Anta (2002), podemos considerar nuestro suelo como de baja a moderada fertilidad, por presentar un reducido número de posiciones de cambio, que puede justificarse por ser un suelo franco-arcillo-arenoso, con una elevada proporción de arena (62,92%), en el que la escasa presencia de partículas finas (arcilla) limita considerablemente el número de posiciones a las que puedan unirse los cationes. Por otra parte, y en aquellos suelos con pH más bajo –como los de nuestro estudio-, con el abonado mineral se produce un cambio en la carga de materia orgánica, que pasa de negativa a positiva (por lo tanto sin capacidad de retener a los cationes, y entre ellos a los que son más necesarios para las plantas) (Porta *et al.*, 2003). Como ya se ha mencionado, el suelo de nuestra experiencia es de monte, sin historia reciente de mejora de la fertilidad, por ello los valores encontrados en nuestro estudio son similares a los detectados por Mombiola y Mateo (1984) ( $3,27\text{-}12 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ) para suelos de monte en Galicia, y, por su puesto, similares a los registrados por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio (1998-2000).

Igual que con los parámetros edáficos comentados anteriormente, se encontró un gradiente decreciente en la CICe a medida que se profundizaba en el suelo para la mayoría de los tratamientos, lo que puede atribuirse al menor contenido de materia orgánica y menor pH registrados en el caso de las muestras tomadas a 25 cm, en comparación con las tomadas a 5 cm.

El encalado es una herramienta de manejo que mejora las características físico-químicas del suelo, como consecuencia fundamentalmente de su efecto directo sobre el pH (que afecta a la carga de la materia orgánica, estructura de las arcillas y la proporción relativa de los diferentes

cationes predominantes en el complejo de cambio (en suelos ácidos el efecto sobre el porcentaje de saturación de aluminio es claro)) (Mombiela y Mateo, 1984; Porta *et al.*, 2003). La fertilización orgánica tiene también un efecto enmendante, sobre todo cuando el producto orgánico empleado tiene un pH superior al del suelo y además posee una proporción elevada de calcio, como es nuestro caso (Vivekanandan *et al.*, 1991; Smith, 1996). En nuestro estudio entre los años 1998-2000 se aplicaron en total 137,24 kg CaO ha<sup>-1</sup>; 274,47 kg CaO ha<sup>-1</sup> y 411,71 kg CaO ha<sup>-1</sup> con la dosis baja, media y alta de lodo, respectivamente (López-Díaz, 2004). Se justifica por lo tanto que tanto el aporte de cal como de lodo mejorasen la capacidad de intercambio catiónico del suelo. La fertilización inorgánica realizada durante los años 2001-2003, igual que sucedía con los anteriores parámetros edáficos evaluados en este estudio, no provocó que se igualase la CICE entre los diferentes tratamientos, siendo la justificación la misma que la mencionada previamente. Es interesante destacar que la fertilización mineral continuada, tratamiento MIN, suele provocar descensos en los niveles de capacidad de intercambio catiónico en los suelos agrícolas, como consecuencia de la reducción que provoca en el contenido de materia orgánica (Evans, 2001). En nuestro caso, a pesar de que, en general, los niveles de materia orgánica son similares entre los tratamientos encalados y MIN, se observa que los niveles de CICE son mucho menores en este último caso, debido probablemente al menor pH, que ocasiona un cambio en la carga de la materia orgánica, lo que provoca una disminución de la CICE.

Uno de los aspectos más importantes de la fertilidad edáfica en suelos ácidos, y por tanto de la mayor o menor capacidad de un suelo ácido para proporcionar nutrientes es el **porcentaje de saturación de aluminio**, que nos indica la importancia relativa de este elemento en relación a las posiciones de cambio totales ocupadas por los principales elementos constituyentes de la CICE (Ca, K, Mg y Na). Un porcentaje de saturación de aluminio elevado provoca importantes reducciones de la fertilidad del suelo, porque el aluminio ocupa los lugares de cambio de los elementos esenciales necesarios para el desarrollo de las plantas y porque este elemento es tóxico. Hay que tener en cuenta que con valores de saturación de aluminio superiores al 40% la producción de pasto se encuentra muy limitada (Mombiela y Mateo, 1984), por la propia toxicidad de este elemento y también por la ya mencionada reducción en la disponibilidad del fósforo y por su efecto negativo sobre la fijación del nitrógeno atmosférico (las concentraciones elevada de aluminio provocan un efecto negativo sobre las leguminosas pratenses, como el trébol, que ya no está presente en las parcelas de nuestro estudio a pesar de haber sido sembrado (López-Díaz, 2004); aspecto que ya fue previamente mencionado en otros trabajos desarrollados en Galicia (Calvo de Anta *et al.*, 1992). En nuestro caso, el 40% de saturación de aluminio se supera superficialmente en los tratamientos testigo, MIN y dosis baja de lodo asociada al no encalado, lo que puede explicar el desarrollo de especies más frugales (*Agrostis curtisii*, *Agrostis capillaris*, *Holcus mollis*, etc.) en estos tratamientos.

Al inicio del estudio, el suelo sobre el que se asienta nuestro sistema silvopastoral presentaba un marcado carácter álico (porcentaje de saturación de aluminio superior al 60%), reduciéndose superficialmente el porcentaje de saturación de aluminio a partir del primer año de encalado y del segundo año de aplicación del lodo (López-Díaz *et al.*, 2007). La diferencia en el efecto de ambos tratamientos (encalado y fertilización) en el tiempo se justificaba por el mayor aporte de calcio realizado con el encalado en el primer año, en comparación con las adiciones de calcio con el lodo. Durante el período 2001-2003 se mantuvo ese efecto residual, mostrándose de nuevo la eficacia a medio plazo, tanto del encalado como del aporte de lodo, sobre la fertilidad edáfica (Sigua *et al.*, 2005; Rigueiro *et al.*, 2006c), ayudada en este caso, y en comparación con otros estudios, por la ralentización de los procesos físico-químicos que se dan habitualmente en el suelo, como consecuencia del bajo pH, y por el aumento de la cobertura forestal, que reduce la temperatura e incrementa la humedad, disminuyendo así el ritmo de incorporación de la cal y de los residuos. Es importante señalar también que se produce un gradiente vertical de los niveles de aluminio en suelo, de tal manera que si bien desde el principio del estudio el porcentaje de saturación de aluminio se redujo drásticamente a nivel superficial, este efecto se agudiza, a mediados del 2002, a mayor profundidad, lo que sugiere que se produce un lavado de bases (Ca, K, Mg y Na) en sentido vertical desde la superficie hacia capas más profundas; así, Díaz-Fierros (1985) indica unas pérdidas de Ca por percolación de 137, 9 kg ha<sup>-1</sup> en suelos de cultivo no encalados, valor que se incrementa hasta 168,4 kg ha<sup>-1</sup> en el caso de que se aplique una enmienda caliza.

Como sucedía con los parámetros relativos a la fertilidad edáfica anteriormente comentados, tanto el aporte de cal como el de lodo de depuradora urbana provocaron una reducción en el porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio (Mombiela, 1986; López-Díaz *et al.*, 2007), así como una disminución de la disponibilidad (Mehlich 3) de este elemento. Esa respuesta se debe al efecto enmendante y de mejora de las características físico-químicas del lodo y de la cal, elevándose el pH y reduciéndose la presencia de la forma de Al<sup>+3</sup> y la movilidad del aluminio (Mosquera *et al.*, 1999c). Este comportamiento es similar al descrito por Andrade *et al.* (1985) y López-Díaz *et al.* (2007) con lodos de depuradora urbana y López-Mosquera *et al.* (2000b) y Rigueiro *et al.* (2002c) para lodos de industria láctea. Por el contrario, la presencia de aluminio disponible se incrementa en el tratamiento de fertilización inorgánica mineral (MIN), ya que este tratamiento provocó una disminución significativa del pH en comparación con los restantes. La ausencia de diferencias entre el tratamiento testigo (NF) y la fertilización mineral (MIN) puede deberse a la similitud entre ambos tratamientos en cuanto a la cantidad de materia orgánica aportada, dado que ésta compleja al aluminio (Kabata, 2001).

Además del aluminio, los principales cationes que conforman la capacidad de intercambio catiónico efectiva son calcio, magnesio, potasio, y sodio (Whitehead, 2000; Porta *et al.*, 2003). Si

nos centramos en el porcentaje de cada catión dentro de la CICE, se observa que superficialmente el catión que cobra mayor importancia es el calcio, encontrándose desplazado por el aluminio en las muestras tomadas a mayor profundidad, lo que puede explicarse, como ya se ha descrito, por la estratificación generada por el aporte de cal y lodo en cobertera, que supone que exista un menor pH y un menor contenido en materia orgánica a mayor profundidad, lo que facilita la solubilidad del aluminio a mayores profundidades (Porta *et al.*, 2003). Si bien hay que tener en cuenta que se produce un lavado, que hace que en algunos muestreos el porcentaje de saturación de calcio se eleve a mayor profundidad. El potasio, magnesio y sodio, siempre estuvieron presentes en una menor proporción, en comparación con el aluminio o el calcio. En el caso del sodio y el potasio se produce una reducción importante a medida que transcurren los años de estudio. El sodio es un elemento presente en concentraciones muy superiores en el lodo, en comparación con el suelo (Whitehead, 2000), y de todos los cationes componentes de la CICE es el de mayor solubilidad ( $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{+2} > \text{Ca}^{+2} > \text{Al}^{+3}$ ) (Porta *et al.*, 2003), lo que, debido a las elevadas precipitaciones de la zona, hace que se reduzcan sus niveles en suelo a medida que pasa el tiempo. Así, por ejemplo, en diciembre de 2001 se encontró una elevación de la proporción de sodio soluble, tanto a nivel superficial como a mayor profundidad, que no ocurría previamente. En los meses previos a diciembre de 2001 (septiembre-octubre) se produjeron unas precipitaciones abundantes (250 mm), siendo mayores a la media registrada en el mismo período los últimos 20 años (192 mm) y durante el año 2003 (199 mm), lo que podría explicar los mayores niveles solubles de este elemento encontrados a mayor profundidad en el suelo. Se debe tener presente que los niveles de sodio y magnesio en el complejo de cambio pueden incrementarse por la intercepción que realiza el arbolado (*Pinus radiata*) de la sal marina, que se encuentra suspendida en el aire que se dirige desde la costa hacia la zona interior de Galicia, y que posteriormente es transferida al suelo (Giddens *et al.*, 1997), tal y como se encontró en otros estudios de nuestra comunidad (Mosquera *et al.*, 2006b), proceso que también depende de las precipitaciones.

En relación al potasio, al igual que en el caso anterior, es desplazado por el aluminio, pero es importante tener en cuenta que es un elemento que no se aporta en grandes proporciones con el lodo y que tiene un fuerte antagonismo con el calcio (que se añade al encalar y al aplicar lodo en mayor proporción). El magnesio sin embargo mantiene su importancia relativa durante el período de estudio, pues aunque es un elemento móvil (García *et al.*, 1986b) y muy soluble a pH ácidos (Porta *et al.*, 2003) se encuentra en elevadas proporciones en el lodo (Smith, 1996; Epstein, 2002).

El suelo es la principal fuente de nutrientes para los cultivos (Whitehead, 2000), siendo los **macronutrientes** (N, P, K, Ca, Mg) junto con el **sodio**, los elementos que más limitan la producción (Tandon y Roy, 2004).

El potasio se encuentra principalmente formando parte de la estructura de los minerales primarios, lo que hace que no se encuentre disponible para las plantas hasta que se meteoriza

(Simpson, 1986; Whitehead, 2000), mientras que la presencia de calcio en el suelo depende de la roca madre (Porta *et al.*, 2003) y su disponibilidad mejora con el aumento de pH y con la reducción de la presencia del aluminio en el complejo de cambio (López-Mosquera, 1995), lo que también mejora la disponibilidad del magnesio (Domínguez-Vivancos, 1997).

En nuestro estudio, las concentraciones totales de K y Ca fueron inferiores a las indicadas como habituales en el suelo por Barber (1995) (1,2% en K y 1% en Ca) para suelos evolucionados, al igual que sucede con los niveles totales sodio (< 2%) (Whitehead, 2000), lo que es característico de los suelos ácidos que están sometidos a altas precipitaciones (Domínguez-Vivancos, 1997; Macías y Calvo de Anta, 2001). En el caso del magnesio, la concentración total de este elemento en el suelo se encuentra en el límite inferior del rango 0,01-1,02% considerado como habitual en suelos evolucionados por Barber (1995).

Al analizar la disponibilidad (cloruro bórico) de los diferentes nutrientes, se observa que en algunos casos la concentración de K es inferior al 0,2 cmol(+) kg<sup>-1</sup>, límite establecido por Buol *et al.* (1981) como indicativo de déficit para las plantas, lo que ayudaría a explicar la escasa presencia de leguminosas como componentes del pasto, que se ven muy favorecidas por la presencia de este elemento en el suelo (Mosquera y González, 2000b). En el caso del Ca y Mg las concentraciones registradas superaron generalmente los niveles de 1,5 cmol(+) kg<sup>-1</sup> y 0,4 cmol(+) kg<sup>-1</sup> (Buol *et al.*, 1981), respectivamente, lo que nos indica que el suelo no presenta deficiencias de estos nutrientes, mientras los niveles disponibles de sodio se encontraron dentro del rango habitual (0,16-0,42 cmol(+) kg<sup>-1</sup>) encontrado en Galicia por Calvo de Anta *et al.* (1992). Las concentraciones disponibles de K, Ca y Mg según el método Mehlich 3 se encontraron dentro del rango definido por Monterroso *et al.* (1999) (3-693 mg kg<sup>-1</sup>, 2-2965 mg kg<sup>-1</sup>; 10-451 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente) en experiencias desarrolladas en suelos de la mina de As Pontes, aunque en este caso la acidez del suelo era mayor que la registrada en nuestra experiencia.

Generalmente la concentración total y disponible (CIBa y Mehlich 3) de K, Ca, Mg y Na es superior en los primeros 5 cm de profundidad, hecho que puede ser debido al gradiente edáfico, generado por el aporte de lodo en cobertera, así como al mayor pH registrado en los primeros centímetros del suelo. Asimismo, cabe destacar en el caso de los niveles de calcio y sodio total, un lento movimiento vertical de estos elementos a través del perfil del suelo (Mosquera *et al.* 2002c).

Si nos centramos en la evolución interanual, las importantes precipitaciones que se registraron en la zona en el año 2001 y entre septiembre de 2002 y febrero de 2003 deben haber realizado un importante lavado de cationes, lo que explicaría la reducida presencia de K, Ca, Mg y Na en el suelo, tanto en su forma total como en la disponible (CIBa y Mehlich 3). En cuanto a las variaciones intraanuales se observó que las mayores concentraciones totales de K, Na y Mg se registraron en verano, mientras que en el caso del Ca la mayor concentración total se registró en otoño. Este comportamiento difiere del observado en las fracciones disponibles; así, mientras los

niveles de K (ClBa y Mehlich 3) se mantienen de forma más o menos estable a lo largo del año, en el caso del calcio estas fracciones disponibles se reducen en otoño, a favor del sodio y magnesio (ClBa) que se incrementan como consecuencia del ya explicado efecto de las precipitaciones (Giddens *et al.*, 1997).

En el caso del efecto de los tratamientos aplicados, generalmente el encalado reduce los niveles de potasio del suelo (total y Mehlich 3), respuesta también observada por López-Díaz *et al.* (2007), que podría explicarse por que al aumentar el pH se reduce el porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio, que pasa a ser ocupado por calcio y potasio. Existe entre estos dos elementos un fuerte antagonismo que perjudica al potasio, ya que es retenido con menos fuerza por el complejo de cambio (Porta *et al.*, 2003), lo que conlleva que el potasio se encuentre más débilmente ligado y pueda salir fácilmente del sistema por lavado (Calvo de Anta *et al.*, 1992; Barber; 1995). Esta disminución del K se acentúa por los mayores aportes de calcio realizados con el encalado y el lodo, en comparación con los de potasio. De hecho, si observamos lo que sucede cuando se aporta potasio pero no calcio (en el caso del tratamiento mineral en el que no se encala ni se aporta lodo), los niveles de K (Mehlich 3) se elevan considerablemente en comparación con los otros tratamientos, al no tener lugar ese antagonismo de forma tan importante.

El incremento de los niveles totales y disponibles (ClBa y Mehlich 3) de calcio en el suelo se pueden atribuir, por tanto, a los aportes de este elemento que se realizan con la caliza (Mälkönen *et al.*, 1999); asimismo, como ya se indicó, se debe tener presente que la disponibilidad (ClBa) de este nutriente fue inversa al porcentaje de saturación de aluminio en el complejo de cambio, debido al desplazamiento de éste último por el calcio (Mombiela, 1983b).

Por otra parte, el aporte de cal reduce los niveles totales del magnesio, respuesta también observada por López-Díaz (2004) en los tres años previos a este estudio (1998-2000), que puede deberse al aumento de pH que conlleva el encalado incrementándose la tasa de mineralización de la materia orgánica y reduciéndose por tanto la presencia de Mg total en el suelo. En cuanto a la disponibilidad del magnesio, tanto en ClBa como en Mehlich 3, se registra un incremento de la disponibilidad de este nutriente, como también obtuvieron en cloruro bórico García *et al.* (1986), Mälkönen *et al.* (1999) y López-Díaz *et al.* (2007) en suelos más ácidos. Por otra parte, el encalado disminuyó los niveles de Na total a 5 cm de profundidad, reducción que en cloruro bórico sólo se registró en año 2001, no detectándose diferencias en el período posterior, respuesta que puede deberse a las importantes precipitaciones que se registraron en el año 2001 en la zona, que provocarían un lavado de este nutriente, equiparándose posteriormente los dos tratamientos de encalado y no encalado.

Por otra parte, la aplicación de lodo incrementa los niveles de K total y disponible en suelo (O'Riordan *et al.*, 1987; Vivekanandan *et al.*, 1991), posiblemente debido a los aportes realizados con este tratamiento (14,87; 29,74 y 44,61 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> en las dosis baja, media y alta

respectivamente) en el período 1998-2000, que todavía sigue incorporándose al suelo. Por otra parte, la concentración de calcio (total, ClBa y Mehlich 3) se vio incrementada debido a la presencia de este elemento en la composición del lodo, que supone unos aportes de 137,25; 274,47 y 411,71 kg CaO ha<sup>-1</sup> en los tres años (1998-2000) con las dosis baja, media y alta, respectivamente, y por el aumento de pH que ocasiona este residuo (Andrade-Couce *et al.*, 1985a; García *et al.*, 1986a; López-Díaz *et al.*, 2007) que mejora la disponibilidad del mismo.

Igual que en el caso del calcio, la aplicación de fertilizante orgánico incrementa generalmente los niveles de magnesio (total, ClBa y Mehlich 3) en el suelo, registrándose un aumento de la disponibilidad de este nutriente (ClBa y Mehlich) proporcional a la dosis empleada, respuesta que coincide con lo expuesto por López-Mosquera *et al.* (2002), Mosquera *et al.* (2002c) y López-Díaz *et al.* (2007), aunque algunos estudios indican que la aplicación de lodo como fertilizante reduce la disponibilidad de magnesio cuando el pH del suelo o los aportes de calcio son altos, actuando el calcio como antagonista del Mg en el suelo (O’Riordan *et al.*, 1987; Vivekanandan *et al.*, 1991). En nuestro caso este efecto no es relevante debido a la fuerte acidez de los suelos de estudio, que asegura una elevada disponibilidad de magnesio, siendo este efecto más claro en suelos con pH más elevado (O’Riordan *et al.*, 1987; Vivekanandan *et al.*, 1991). Este tipo de fertilización incrementa, de forma general, los niveles de sodio en el suelo, principalmente en la zona más superficial, lo que puede ser debido a la mayor concentración de este elemento en el lodo en comparación con el suelo.

En cuanto a la aplicación exclusiva de fertilización mineral, los niveles de K total son similares a los registrados en el tratamiento NF, a pesar del aporte de 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en el período (1998-2003), mientras que la disponibilidad de este elemento se incrementa (principalmente a 5 cm) debido a los aportes de potasio ya mencionados, respuesta también descrita por López-Díaz *et al.* (2007). De igual modo, este tratamiento redujo la concentración de calcio (total, ClBa, Mehlich 3) en el suelo, debido principalmente a las extracciones de este elemento realizadas por el pasto y el arbolado, a la ausencia de aporte de este elemento en el tratamiento mineral, en el caso del calcio total, y al bajo pH asociado a este tratamiento en el caso del calcio disponible (García *et al.*, 1986a). Por otro lado, con este tratamiento los niveles de Mg registrados (total, ClBa, Mehlich) son similares a los obtenidos en el tratamiento testigo, respuesta que concuerda con lo observado por O’Riordan *et al.* (1987) y López-Díaz *et al.* (2007), y que puede deberse a la acidificación que produce este tratamiento (Mohebbi y Mahler, 1988), que eleva la disponibilidad de magnesio en relación al magnesio total así como a que el magnesio no se encuentra presente en la composición del fertilizante mineral utilizado, igual que sucedía en el tratamiento NF.

La presencia de **micronutrientes** en el suelo, así como de **metales pesados**, depende en gran medida del sustrato geológico sobre el que se asienta el suelo (Alloway, 1995; Kabata y



Pendías, 1985), así como del manejo que se realiza del mismo ya que la aplicación de sustancias enmendantes y fertilizantes pueden modificar la presencia de estos elementos a nivel edáfico (López-Mosquera *et al.*, 2005). Hay que tener presente que los micronutrientes son elementos nutritivos esenciales para el crecimiento vegetal, repercutiendo su deficiencia en la producción (Whitehead, 2000).

En nuestro caso, los niveles totales de cobre y zinc (Whitehead, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997), hierro (Loué, 1988; Mosquera y González, 2001f) y níquel (Carter, 1993; Alloway, 1995), se encontraron dentro de los rangos normales descritos en suelos (Kabata y Pendías, 1985; Barber, 1995; Pendías, 2001), resultado que también se registra en el caso del cromo (Kabata y Pendías, 1985; Alloway, 1995; Smith, 1996) y del plomo total (Fergusson, 1990; Pendías 2001). Por otro lado, la concentración total de manganeso registrada es muy baja, siendo menor que el límite inferior del intervalo 200-500 mg kg<sup>-1</sup> (Loué, 1988; Barber, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997). Otros elementos como el cadmio total se encuentran por debajo del límite de detección instrumental, lo que suele ser habitual en suelos no contaminados (Kabata y Pendías, 1985; Alloway, 1995; Kabata, 2001). En todos los casos las concentraciones fueron inferiores al máximo permitido por la legislación española (R.D. 1310/1990) para la aplicación de lodos como fertilizante.

Al analizar la distribución de los elementos en profundidad, se observa que la mayor concentración total tanto de micronutrientes (Mortvedt *et al.*, 1983, Loué, 1988) como de metales pesados (Davies, 1980; Alloway, 1995; Taylor *et al.*, 1995) se registra superficialmente (Kabata, 2001), fenómeno que puede deberse al aporte de lodo en cobertera y a que son elementos que se encuentran generalmente ligados a la materia orgánica (Mortvedt *et al.*, 1983; Domínguez-Vivancos, 1997; Juste y Soldá, 1988; Kabata, 2001), sobre todo en suelos arenosos y no ricos en estos micronutrientes, tal y como sucedía en los macronutrientes previamente descritos.

La fracción disponible de cobre, hierro, zinc, manganeso, níquel y plomo, a 5 cm de profundidad, es similar a la registrada por López-Díaz (2004) ya que el sistema edáfico (pH) no varió notablemente en los diferentes años de estudio.

Hay que tener presente que las cantidades disponibles de hierro (Kabata y Pendías, 1995; Loué, 1988; Virgel-Mentxaka, 2002), cobre (Taylor *et al.*, 1995), zinc (Shuman *et al.*, 2001) y manganeso (Mahler y Ryan, 1988) eran muy reducidas en comparación con los niveles totales (El-Demersdashe *et al.*, 1995; Quinteiro-Rodríguez, 1994), respuesta que también se observó en el cromo (Canet *et al.*, 1998), níquel y plomo (Kabata, 2001) mientras que en el caso del cadmio la disponibilidad fue más elevada en comparación con la registrada en los otros metales (Fergusson, 1990; Bell *et al.*, 1991; Alloway, 1995).

Si analizamos la evolución en profundidad de los diferentes elementos, se observa un gradiente de reducción de los niveles disponibles de micronutrientes y metales pesados a medida

que se incrementa la profundidad de muestreo, respuesta descrita por Whitehead (2000), Porta *et al.* (2003) y Caridad-Cancela *et al.* (2005), y que puede ser debida a la aplicación del lodo en cobertera (Wilkinson *et al.*, 2001; Hillman *et al.*, 2003), que conlleva una mayor concentración total de dichos elementos a 5 cm de profundidad, como ya hemos mencionado, así como una mayor presencia de materia orgánica que retendría superficialmente las formas disponibles.

La presencia de estos elementos de forma total en el suelo, a 25 cm de profundidad, a excepción del níquel, cadmio y plomo, fue menor que la registrada por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio, lo que nos puede indicar una pérdida por lavado de elementos como por ejemplo del cromo (Smith, 1996), cuya movilidad aumenta con el incremento de la humedad del suelo, lo que puede provocar que sea extraído del sistema.

En relación al efecto del encalado sobre los niveles de micronutrientes y metales pesados totales en el suelo, podremos señalar que no se encuentra una respuesta clara de estas variables al aporte de cal, efecto probablemente relacionado con que no se aporta con este tratamiento. Sin embargo, y en relación a las fracciones disponibles, no se observaron respuestas significativas de la adición de lodo sobre los niveles de hierro disponible, lo que coincide con lo expuesto por Andrade-Couce *et al.*, (1985c), Quinteiro-Rodríguez (1994) y López-Díaz (2004), a pesar de los aportes que se realizan con el lodo, lo que puede deberse a la disminución de la acidez del suelo, así como a la materia orgánica añadida con este tipo de fertilización (Mortvedt *et al.*, 1983; Loué, 1988).

Por otro lado, la aplicación de lodo conlleva un incremento de los niveles totales y disponibles de cobre (O' Riordan *et al.*, 1994; López-Díaz, 2004), zinc (Quinteiro-Rodríguez, 1994; Taylor *et al.*, 1995; Illera *et al.*, 1999; López-Díaz *et al.*, 2005), manganeso (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Quinteiro-Rodríguez, 1994) y plomo (Andrade-Couce *et al.*, 1985b; Taylor *et al.*, 1995) además de registrarse una tendencia de aumento en la concentración total de níquel, cromo y hierro (López-Díaz, 2004). Cabe destacar que, en el caso del níquel, autores como Williams *et al.*, (1987), Alloway (1995) y El-Demersdashe *et al.*, (1995) indican que el lodo afecta a la presencia de este elemento en el suelo únicamente en la zona en la que se incorpora.

Cuando únicamente se aplicó fertilización inorgánica los niveles totales y disponibles de cobre, zinc, manganeso, plomo y níquel, así como la concentración total de hierro, no se vieron incrementados, debido a que estos elementos no se encuentran presentes en la composición del fertilizante y por lo tanto no son introducidos en el sistema. En contraposición este tratamiento incrementa la disponibilidad del hierro, respuesta también observada por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio, y que puede ser debida a la reducción de pH que conlleva la aplicación de nitrato amónico (López-Mosquera, 1995; Whitehead, 1995).

## 5.2 ARBOLADO

El desarrollo del arbolado depende de la calidad de estación, ligada sobre todo a cuestiones de tipo climático, pero también a cuestiones relacionadas con la fertilidad edáfica. Como hemos visto, la tendencia natural a la acidez de los suelos de nuestra experiencia, representativos de una importante proporción de los suelos gallegos, hace que la fertilidad edáfica sea muy limitada y la calidad de los suelos para el desarrollo forestal sea baja, muy a pesar del gran potencial climático que presenta este cultivo en la comunidad autónoma de Galicia (Dans *et al.*, 1999). En nuestra comunidad autónoma, la fertilización forestal sólo se realiza habitualmente durante el proceso de obtención de planta en vivero o en el momento de la plantación, ya que debido al largo período que transcurre desde que se fertiliza hasta que se obtienen rentas no suele ser económicamente rentable realizar más aplicaciones durante la vida de la masa. Sin embargo, la necesidad de abonar los cultivos o pastos en los sistemas agroforestales puede cambiar esta tendencia en el manejo de la fertilización forestal, a la vez que se reducen las pérdidas por lavado de los nutrientes empleados en la fertilización del pasto y que éste último no utiliza, pasando a ser aprovechados por el arbolado (Dupraz *et al.*, 2005).

En relación a la fertilidad edáfica de los suelos en los que se han desarrollado plantaciones de *Pinus radiata*, se ha detectado que existe una reducida información sobre el estado nutricional de esas plantaciones en España. Estudios realizados por Sánchez-Rodríguez *et al.* (2002) indican que en Galicia las masas de *Pinus radiata* adultas procedentes de repoblaciones se localizan principalmente en zonas con pH ácido (4,6) y en suelos con reducida fertilidad, con frecuentes deficiencias en potasio cuando las plantaciones se realizan en suelos desarrollados sobre rocas graníticas, aunque experiencias desarrollados por Romanyá y Vallejo (1996), Merino y Edeso (1999) y Zás *et al.* (2000) indican que uno de los principales factores limitantes en la producción de *Pinus radiata* es el fósforo, lo que se pone de manifiesto al observar la baja concentración de fósforo a nivel foliar.

Por otro lado, algunos autores defienden que bajos niveles de nitrógeno pueden limitar la producción forestal (Will, 1985; Waring y Snowdon, 1986), lo que haría necesaria la aplicación de fertilización nitrogenada que conduciría a un incremento del volumen del arbolado en períodos cortos de tiempo (Nielsen *et al.*, 1992; Wang *et al.*, 2004; Kimberley *et al.*, 2004). Sin embargo, otros autores han demostrado que el exceso de fertilización, sobre todo nitrogenada, puede ser negativo para el desarrollo de *Pinus radiata*, al favorecer plagas y enfermedades y limita su crecimiento y la calidad de la madera, ya que se puede producir una reducción en la densidad de la misma (Beets *et al.*, 2001).

Según las curvas de calidad de estación de *Pinus radiata* D. Don en Galicia (Sánchez *et al.*, 2003), la zona de estudio se enmarcaría dentro de la calidad II-III, aunque en comparación con

estudios realizados en Galicia que evalúan el crecimiento de *Pinus radiata* sobre suelos ácidos fertilizados con lodo de industria láctea estabilizado mediante cal (Omil, 2003) se obtuvo que a la edad a la que se encuentra el arbolado en nuestra experiencia en el año 2001 (10 años), según las curvas de crecimiento que aparecen en el citado estudio, la altura del arbolado variaría entre 4 y 5 metros, valores menores que los obtenidos en nuestra experiencia, respuesta que puede ser debida al menor pH del suelo del citado estudio (4,4), lo que conllevaría limitaciones en la disponibilidad de los nutrientes por parte del arbolado.

En nuestro caso, el crecimiento del arbolado se vio significativamente limitado cuando las condiciones nutritivas del suelo son muy pobres, es decir cuando no se fertiliza o encala, tal y como han descrito López-Díaz *et al.* (2006) en los años previos de este estudio. El efecto del encalado y de los diferentes tratamientos de fertilización fue más notorio sobre la altura y la cobertura que sobre el diámetro, como sucedía en los años 1998-2000. En general, las especies forestales tras la plantación tienen un desarrollo mayor en altura que en diámetro, lo que justifica esta respuesta más temprana en la altura, en comparación con el diámetro. Además, el hecho de que se produjese la tangencia de copas antes en las praderas abonadas hace que se produzca un crecimiento mayor en altura, ya que las copas buscan la luz con el objeto de realizar adecuadamente su actividad fotosintética. El aporte de nutrientes mejora el desarrollo foliar por lo que los tratamientos de fertilización previsiblemente mejorarían el crecimiento diamétrico en el futuro.

El efecto de los tratamientos sobre el crecimiento del arbolado está fundamentalmente asociado a la competencia que se establece entre el pasto y el arbolado, de tal manera que si se incrementa la disponibilidad de nutrientes (MIN y encalado sin fertilizar) y el pasto no es capaz de aprovecharlos (por falta de otros nutrientes disponibles como P o K) los aprovecha el arbolado, que presenta raíces a mayor profundidad y evita que se produzcan pérdidas en el sistema, mejorando su eficiencia (Mosquera *et al.*, 2006b).

Los árboles de las parcelas no encaladas a las que se le aplicó fertilización, ya sea en forma de lodo o mineral, presentan una altura y cobertura mayor que la registrada en el tratamiento NF, lo que atribuimos al efecto positivo del aporte de lodo sobre el pH y materia orgánica del suelo, que es más notorio cuando no se encala. Esta respuesta coincide con lo observado en experiencias realizadas sobre arbolado por Rigueiro *et al.* (2000b), Fernández-Sierra (2001), Omil (2003) y López-Díaz (2004).

## 5.2 FITOMASA AÉREA DEL SOTOBOSQUE

En nuestro estudio, la **producción total** de fitomasa se encuentra dentro de la producción media de los pastos en terrenos de monte (0,5-6 t MS ha<sup>-1</sup>) (Mosquera *et al.*, 2001a).

Evidentemente, nuestra producción total sería baja si la compramos con la obtenida en terrenos agrícolas abandonados, donde se pueden alcanzar valores de entre 6 y 12 t MS ha<sup>-1</sup> (Rigueiro *et al.*, 1999a; López-Díaz *et al.*, 1999).

La fitomasa aérea que forma el sotobosque de las parcelas de nuestro estudio se divide en tres fracciones que son: acículas depositadas en el suelo como resultado de su muerte previa en el árbol, material senescente y pasto, estando estos dos últimos asociados al estrato herbáceo y arbustivo. Es importante señalar que esta fitomasa no incluye el rastrojo, pues no se pretendía afectar negativamente al recurso forrajero.

A medida que avanza el período de estudio, la producción de pasto se va reduciendo, respuesta contraria a la observada en el caso de la producción de acículas, que cobra especial importancia en los cortes realizados en diciembre. Esto se pone de manifiesto en el exponente del número "e" de las regresiones realizadas, que presenta un signo positivo en el caso de las acículas y negativo en el caso del pasto. Este comportamiento puede explicarse por la reducción de la entrada de radiación incidente al pasto, debido al desarrollo de la copa del arbolado. De hecho, autores como Rigueiro *et al.* (1998a) han demostrado que en latitudes similares a la nuestra, coberturas superiores al 55% reducen de forma considerable la productividad del pasto, y por tanto la posible respuesta al aporte de fertilizantes, como en nuestro caso. Esto hace que en 2003 la producción anual de pasto en el tratamiento con menor cobertura arbolada, incluso sin fertilización, sea mayor que en el resto de los tratamientos. A partir de las regresiones efectuadas podemos ver que valores en torno a un 50% de cobertura reducen la producción de pasto a la mitad con el empleo de *Pinus radiata*.

Es importante señalar que estas regresiones se han obtenido después de que a finales del año 2002 se realizara una poda que podría haber incrementado la producción de pasto y reducido la caída de acículas. Sin embargo, con este tratamiento selvícola, el crecimiento del arbolado se eleva notablemente al tener espacio libre, mientras que la elevada densidad reduce la respuesta en términos de producción de pasto. Asimismo, cabe señalar que existe cierto paralelismo entre la disminución de pasto a medida que se incrementa la cobertura y la disminución del material senescente cuando se reduce la cobertura. Esto se debe a que el material senescente procede mayoritariamente del pasto, y se produce sobre todo cuando la hierba crece en altura y a unas densidades elevadas, circunstancias que dificultan que la luz alcance la parte baja del pasto, lo que no ocurre cuando la cobertura es elevada porque la producción de pasto está limitada y la falta de luz reduce la tasa de floración de las especies pascícolas, estado fenológico al que se suele asociar una importante proporción de material senescente.

En este estudio hemos relacionado también las variables de producción de pasto, acículas y material senescente al diámetro de copa (del que deriva la cobertura), pues es un indicador más sencillo y que puede ser fácilmente relacionable con el diámetro normal del arbolado como ocurre

con otras especies (Villarino y Riesco, 1997). La producción de pasto se reduce a la mitad con un diámetro de copa superior a los 2 m, lo que nos indica que serían deseables densidades inferiores a las empleadas en este estudio en la repoblación, o prever la ejecución de clareos y claras.

Si tenemos en cuenta que el diámetro de copa del *Pinus radiata* adulto, creciendo de forma libre o sin competencia forestal próxima, puede encontrarse en torno a 15 m, lo que implica una superficie de proyección vertical de 176,7 m<sup>2</sup>, una densidad óptima de *Pinus radiata* en masas adultas para el establecimiento de un sistema silvopastoral debería estar entre 100 y 400 pies ha<sup>-1</sup> (Mosquera *et al.* 2001b), para permitir una aceptable producción de pasto.

Atendiendo a la evolución estacional de la producción de pasto, ésta se reduce de forma importante en los cortes realizados en otoño, debido a las bajas temperaturas registradas en la zona y a la importante presencia de material senescente y acículas. Esta variación coincide con la encontrada por Fernández-Sierra (2001) y López-Díaz (2004) en terrenos de monte en Galicia y se explica por la menor cantidad de radiación incidente, debido a la posición del hemisferio norte con respecto al sol en este período, que se suma a la cobertura del arbolado para limitar la producción de pasto.

En cuanto al efecto de los tratamientos, el encalado redujo, en general, la producción total del pasto, debido a la mejora inicial sobre el crecimiento del arbolado, que queda reflejada en la mayor producción de acículas en estos tratamientos. Este efecto negativo y no encontrado habitualmente en terrenos agrícolas, se explica por el mejor desarrollo del arbolado, sobre todo en altura, lo cual limita el crecimiento del pasto.

En general, la aplicación de fertilizante orgánico en dosis medias y altas incrementó la producción de fitomasa aérea, resultando la producción de pasto generalmente mayor en el caso del empleo de dosis medias, cuando no se encala, y dosis altas al aplicar encalado, debido en este último caso a una mejor mineralización del lodo. Estos resultados concuerdan con el efecto positivo de la aplicación de lodo sobre la producción de pasto descrito por Mosquera *et al.* (2001a), Rigueiro *et al.* (2002b), siempre que no se vea muy afectado por el desarrollo del arbolado.

Las producciones asociadas al tratamiento mineral (MIN) fueron similares a las registradas en los tratamientos de no fertilización y dosis baja de lodo, e inferiores a la obtenida en la dosis LM, resultados que coinciden con los encontrados por Andrade-Couce *et al.* (1985) y López-Díaz (2004). Este comportamiento puede estar relacionado con la disminución de pH que provoca la fertilización mineral en suelos ácidos, lo que favorece el desarrollo de especies herbáceas poco productivas, y al importante desarrollo del arbolado en este tratamiento, que como ya hemos indicado limitó la producción de pasto.

En cuanto a la **composición botánica del pasto**, entre las especies sembradas la que tiene mayor representación es *Dactylis glomerata*, aunque va reduciendo su presencia a medida que avanzan los cortes, debido a la mayor presencia de acículas, pero es la especie más abundante en

las parcelas, debido a su adaptación a las condiciones de sombra, a los suelos poco fértiles, a la sequía y al frío (Mosquera *et al.*, 2000b). Esto también se produce en masas de *Pinus radiata* desarrolladas en terrenos agrícolas (Mosquera *et al.*, 2006b).

El encalado y la aplicación de fertilizante orgánico favorecen la presencia de *Dactylis glomerata* (Dg) y especies herbáceas, debido a que estos tratamientos conllevan un aumento de pH del suelo, respuesta también descrita por Mosquera *et al.* (2002c) en ensayos desarrollados sobre suelos ácidos similares a los de esta experiencia. Así, en las parcelas testigo y en las de fertilización mineral el dactilo se ve desplazado por especies más frugales y de menor palatabilidad, como *Agrostis capillaris* L., *Agrostis curtisii* Kerguelén y *Holcus mollis* L., entre otras, debido a que estas especies son menos exigentes, lo que refleja el importante papel del encalado acompañando a la fertilización sobre el tapiz herbáceo del pasto.

Como ya hemos mencionado, en los cortes de otoño cobra especial importancia la presencia de material senescente y acículas, hecho que se puede explicar por las bajas temperaturas que se registraron a finales de año y que limitaron el desarrollo de las especies herbáceas, además de ralentizar la mineralización, y por tanto la incorporación al suelo del material vegetal envejecido.

Como resumen, cabe destacar que nuestros resultados son coincidentes con los de diferentes estudios (López-Díaz *et al.*, 2000; López-Díaz *et al.*, 2001; Mosquera *et al.*, 2001b) y muestran que la fertilización orgánica en terrenos de monte afecta de forma importante a la composición botánica del pasto, favoreciendo el aumento de especies herbáceas de calidad frente a las leñosas, lo que incrementa la calidad del pasto, contribuyendo a la obtención de un recurso forrajero que podrá permitir la alimentación del ganado y, por otra parte, a la reducción del riesgo de incendios. La nula presencia de *Trifolium repens* puede deberse a la importante acidez del suelo, que limita el desarrollo de esta leguminosa, y al gran desarrollo del dactilo, que desplaza al trébol.

*Lolium perenne* fue desplazado por la mejor adaptación del dactilo a pH bajos y a las condiciones de sombra existentes en el sistema silvopastoral (Piñeiro y Pérez, 1988).

En cuanto a la **biodiversidad** de especies vegetales vasculares, se observó un predominio de especies perennes, respuesta que puede deberse a los bajos niveles de cationes en el complejo de cambio, tal y como observaron Zás y Alonso (2002) para especies como *Trifolium pratense* L., *Taraxacum officinale* Weber o *Plantago lanceolata* L. Esta respuesta difiere de lo encontrado por Calvo *et al.* (2003) en suelos de monte con pH en torno a 5,5 tras un incendio, en los que destaca la importante presencia de especies anuales en un pinar, siendo el porcentaje de especies anuales del 100% en el primer año y del 70% en el tercero. En este caso el desarrollo de estas formas ecológicas puede estar ligado a un pH de suelo más alto (5.5) que el registrado en nuestro caso, lo que reduce notablemente la presencia de aluminio reactivo ( $Al^{3+}$ ) en el complejo de cambio y, en segundo lugar, al propio efecto del incendio que eleva las concentraciones de calcio en el suelo y

permite el desarrollo de estas especies anuales, que suelen presentar un comportamiento ecológico oportunista y colonizador, invadiendo el suelo cuando presenta poca cubierta vegetal.

Si tenemos en cuenta la biodiversidad alpha se observa que el número total de especies se reduce en los años 2002 y 2003, con respecto a los años anteriores, probablemente debido al aumento de la sombra, como indica la mayor presencia de acículas en el suelo. La escasez de especies en estas condiciones puede deberse a que *Pinus radiata* presenta una mayor retención de luz que otras especies de pino, como *Pinus pinaster*, especie habitual en la comunidad gallega, bajo la cual la biodiversidad es mayor. Es importante considerar que la plantación con *Pinus radiata* tiene un notable efecto negativo sobre la biodiversidad en estas edades, efecto que es más notable cuando se establecen las plantaciones en terrenos agrícolas abandonados, en los que el banco de semillas de especies habituadas a condiciones de acidez y sombra es escaso.

No obstante, el estudio de la biodiversidad en masas adultas (30 años) establecidas sobre terrenos agrícolas abandonados muestra un notable cambio, ya que se produce una importante colonización por especies de matorral, sobre todo cuando la densidad no es excesiva (Rigueiro *et al.*, 2005a).

El encalado, mejore o no la producción, incrementa la proporción relativa de unas pocas especies, en términos de biomasa, en el pasto, lo que limita el desarrollo de otras especies y reduce la biodiversidad. El encalado, el incremento de pH que produce, aumenta la disponibilidad de nutrientes, reduciendo el porcentaje de saturación de aluminio, lo que es aprovechado competitivamente por *Dactylis glomerata* (Grime, 1988). En el rango de pH en el que nos movemos, los niveles más elevados deberían conducir a un aumento de la biodiversidad, ya que a medida que nos acercamos a la neutralidad las condiciones edáficas menos restrictivas deberían conducir a un incremento del número de especies. Sin embargo, los usos históricos del terreno podrían explicar que exista un importante banco de semillas de especies que se desarrollan sobre suelos pobres, escaseando en este banco las de suelos más ricos, lo que limita la biodiversidad del sistema.

Por otra parte, tal como encontraron autores como Thompson *et al.* (2001), el aumento de la fertilización reduce la invasión de malas hierbas y por tanto la biodiversidad. En nuestro caso, esto es cierto cuando evaluamos lo que ocurre con el abono orgánico, que presenta un importante poder encalante derivado de su pH elevado (próximo a la neutralidad). Sin embargo, ocurre lo contrario con el abonado inorgánico, que provoca una importante reducción en el pH.

Diferentes publicaciones mencionan que la fertilización nitrogenada es favorable o desfavorable para la biodiversidad. Sin embargo, este efecto dependerá de la situación de partida, de los efectos que esta fertilización tenga sobre otros parámetros muy importantes del suelo, como es, en el caso de los suelos ácidos, la tolerancia al aluminio, y finalmente de la capacidad de las



especies para adaptarse a estas perturbaciones como la sequía en un determinado contexto edafoclimático.

El éxito competitivo de las especies desarrolladas en el tratamiento NF está en consonancia con la teoría planteada por Tilman (1982), quien describió que un importante método de predicción del éxito competitivo de las especies es su habilidad para extraer nutrientes cuando las concentraciones de éstos son reducidas.

En cuanto a la **calidad nutritiva** de la fitomasa aérea podemos indicar que los niveles totales de **proteína** (Piñeiro y Pérez, 1992b; Mosquera *et al.*, 2000a; Mosquera *et al.*, 2004), **fósforo** (Whitehead, 2000; Mosquera y González, 2000b; García *et al.*, 1986 y Mosquera *et al.*, 2002b), así como los de **calcio** (Frame *et al.*, 1986; Brea, 1993 y Díaz-Lozano 2003, este último en terrenos agrícolas abandonados) y **magnesio** (García *et al.*, 1986b en zonas de monte de Galicia y Mosquera *et al.*, 2004 en zonas agrícolas) se encuentran dentro del rango considerado como normal para la zona templada, siendo similares a las registrados por Rigueiro *et al.* (2007) en los años previos a este estudio.

En el caso del **potasio**, los niveles de este nutriente en la fitomasa aérea fueron similares a los descritos por Mosquera y González (2000b), aunque inferiores a las indicados por Brea (1993), Mosquera *et al.* (2002b) y Mosquera *et al.* (2004) en suelos agrícolas; siendo ligeramente superiores a los obtenidos por López-Díaz (2004) en terrenos de monte en los años previos a este estudio y por García *et al.* (1986b) en terrenos de monte de Galicia en los que se aplicó una enmienda caliza.

En cuanto al **sodio**, su concentración en la fitomasa aérea se encuentra dentro del rango normal para zonas de monte de Galicia (García *et al.*, 1986b) y supera puntualmente el rango definido por Whitehead (1995) y Mosquera *et al.* (2002b), aunque fue ligeramente inferior a la concentración registrada por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio (1998-2000).

Si analizamos la variación estacional de los diferentes elementos analizados, los contenidos máximos de proteína (Mosquera *et al.* 1999b; Rigueiro *et al.*, 2007), fósforo, potasio y magnesio en la fitomasa aérea se registraron durante todo el estudio en primavera, igual que observaron Brea (1993), Mosquera y González (2000b) y López-Díaz (2004).

La disminución de los niveles de proteína en la fitomasa aérea a medida que avanza el año puede explicarse por el hecho de que la mayoría de las especies herbáceas presentan después de la floración una disminución en los niveles de proteína en planta y un mayor contenido de fibra (Mosquera *et al.*, 2001d) y también por el importante contenido de material senescente y pinocha en la fitomasa del último corte, ya que según estudios llevados a cabo por Fernández-Núñez (2004) la concentración de proteína en las acículas oscila entre el 4,8 y el 5,8% en los últimos meses del año. Si tenemos en cuenta este dato y hacemos una estimación de los niveles de proteína bruta en el pasto, las concentraciones resultantes se sitúan entre el 7,4 y el 17,8% en el año 2001, entre el 6,3

y el 13,5% en 2002 y entre el 2,8 y el 13,2% en 2003. Asimismo, los reducidos niveles de P, K y Mg podrían ser resultado de las bajas temperaturas registradas en invierno, que limitan el desarrollo del pasto herbáceo y la mineralización de la materia orgánica, disminuyendo la absorción de los nutrientes por parte de las plantas.

Los niveles más altos de calcio en la fitomasa aérea se encuentran, en general, asociados a los cortes realizados en mayo y junio de los años 2001 y 2002, comportamiento también observado por Willman *et al.* (1994) y Rodríguez-Barreira (2000) en parcelas agrícolas, mientras que en el año 2003 las concentraciones más altas se asocian con el otoño, comportamiento explicable por la importante cantidad de material senescente que se registró en el último corte del año, que suele contener elevados niveles de calcio debido a la reducida movilidad de este nutriente en planta (Willman *et al.*, 1994). Esa evolución también se muestra en el caso de la presencia de calcio en el pasto, estimada considerando un nivel medio de Ca en las acículas del 0,2% (Fernández-Núñez, 2004) resultando una concentración de éste nutriente en el pasto que oscila entre el 0,013 y el 0,99% en el año 2001, entre el 0,31 y el 0,83% en 2002 y entre el 0,21 y el 1,29% en 2003.

En cuanto al efecto de los tratamientos, el encalado no tiene un efecto claro sobre los niveles de proteína en la fitomasa aérea, mientras que la aplicación de fertilizante orgánico produce un incremento de la misma. En el caso de la fertilización mineral (MIN) se obtuvieron contenidos de proteína similares a los del tratamiento de no fertilización, lo que puede estar relacionado con el desarrollo en esos tratamientos de especies más frugales que las presentes en las parcelas fertilizadas orgánicamente, debido al reducido pH, las cuales suelen presentar contenidos en proteína inferiores los de las especies de siembra.

Si nos centramos en el efecto de los diferentes tratamientos sobre los distintos parámetros cualitativos de la fitomasa aérea, observamos que, en general, la aplicación de caliza y la aplicación de lodo como fertilizante incrementaron la presencia de fósforo y calcio en la fitomasa, efecto que, en el primer caso, puede ser debido al incremento de pH que conlleva el encalado y la fertilización orgánica (Whitehead, 2000; Díaz-Carracedo, 2002), con la consiguiente reducción del aluminio de cambio en el suelo, lo que hace que el fósforo esté más disponible, y por tanto más presente en la planta. En el caso del calcio, además de todo lo indicado para el fósforo hay que tener presente que con la aplicación de caliza se están realizando aportaciones de calcio ( $2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ), fenómeno que también se produce con la fertilización orgánica (entre los años 1998-2000 se aplicaron en total  $137,24 \text{ kg CaO ha}^{-1}$ ,  $274,47 \text{ kg CaO ha}^{-1}$  y  $411,71 \text{ kg CaO ha}^{-1}$  con la dosis baja, media y alta de lodo, respectivamente).

En el caso del sodio, el encalado redujo los niveles de este nutriente en la fitomasa, lo que puede explicarse porque este tratamiento incrementa la tasa de mineralización y porque el sodio se solubiliza rápidamente, y por lo tanto incrementa su disponibilidad para la planta, la cual lo absorbe (Mosquera *et al.*, 2006b). En el caso del magnesio no se produjo una respuesta frente a este

tratamiento, comportamiento también observado por López-Díaz (2004) y Mosquera *et al.* (2000a), aunque García *et al.* (1986b) obtuvieron que la aplicación de cal favorece el aumento de magnesio en planta o no tiene efecto sobre la absorción, hecho este último que coincide con los resultados de nuestro ensayo. La falta de respuesta registrada en nuestra experiencia puede deberse probablemente al antagonismo Ca/Mg a nivel de la absorción de la planta (Domínguez-Vivancos, 1997).

En cuanto a la fertilización orgánica, tanto el magnesio (Vivekanandan *et al.*, 1991; Tiffany *et al.*, 2000a y López-Díaz, 2004), como el sodio (Rigueiro *et al.*, 2004a) se vieron incrementados con la aplicación de lodo. En el caso del sodio esa respuesta podría explicarse como consecuencia de un incremento en la disponibilidad de este nutriente, de su aporte con el residuo, que presenta una concentración media de ese elemento de 0,09%, y de que la fertilización orgánica eleva el pH del suelo, lo que también favorece la presencia de las especies sembradas que presentan mayores contenidos de sodio que las adventicias (Whitehead, 1995). Hay que tener presente que el sodio es un elemento más soluble que el K, Ca o P, por lo que es fácilmente absorbido por la planta cuando está disponible, lo que hace que se produzca un claro paralelismo entre lo que ocurre en suelo y en planta, coincidiendo con lo observado por Rigueiro *et al.* (2004a) y concordando con la evolución del sodio cambiante en el suelo.

En el caso del magnesio, el aumento de la concentración de este nutriente en la fitomasa aérea en los tratamientos de fertilización orgánica puede ser debido a la mayor presencia de dactilo en las parcelas de ese tratamiento, especie que presenta contenidos de magnesio superiores a los de las adventicias (Piñeiro y Pérez, 1990b; Brea, 1993; Whitehead, 1995).

La fitomasa aérea proveniente de las parcelas con el tratamiento MIN presentó concentraciones de fósforo similares a las obtenidas en las parcelas con fertilización orgánica, respuesta explicable por el aporte de fósforo que se realiza con la fertilización mineral. Por otra parte, se observó un efecto negativo del tratamiento MIN sobre la concentración de calcio en la fitomasa aérea, dado que la aplicación de nitrato amónico conlleva una reducción del pH del suelo, desplazando el aluminio al calcio en las posiciones de cambio y, al mismo tiempo, se está introduciendo potasio en el sistema, elemento que presenta un importante antagonismo con el calcio.

Las parcelas con el tratamiento MIN presentaron concentraciones de sodio similares a las registradas en el tratamiento NF, respuesta también descrita por López-Díaz (2004) y que puede explicarse por el desarrollo del arbolado en el caso de las parcelas con tratamiento MIN y de las parcelas no fertilizadas pero encaladas, sobre todo en los primeros años de muestreo correspondientes a este estudio, coincidiendo en general con los resultados obtenidos en suelo. Por otra parte, el empleo exclusivo de fertilizante mineral redujo la concentración de magnesio en la fitomasa aérea, comportamiento que puede explicarse por una menor presencia de especies

sembradas como el dactilo, que presenta contenidos de magnesio superiores a los de las adventicias (Norton, 1982; Piñeiro y Pérez, 1990b) y por la menor disponibilidad en suelo de este elemento cuando se aportó el tratamiento MIN, consecuencia de la acidificación edáfica.

Con respecto a los requerimientos del ganado, y realizando la estimación de los niveles de macronutrientes en el pasto teniendo en cuenta los niveles medios de proteína y macronutrientes en acículas dados por Fernández-Núñez (2004), cabe indicar que habría que realizar una suplementación proteica en el tercer corte del año, momento en el que no se cubrirían las necesidades de mantenimiento del ganado caprino (6%) (NRC, 1981), equino (8,5%) (NRC, 1989) y vacuno de carne (10%) (NRC, 2000), en el caso de las parcelas encaladas. Esa suplementación también habría que realizarla en el caso del potasio en el tercer corte de los años 2001 y 2002, así como también a lo largo del año 2003, dado que no se cubren las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno (0,6%) NRC (2000) ni las del ganado caprino (0,5-0,8%) NRC (1981). En el caso del fósforo se cubrirían en general las necesidades mínimas en la ración para ovino (0,16%) (NRC, 1985) y vacuno de carne (0,18%) (NRC, 2000).

Asimismo, las necesidades de mantenimiento de calcio en la ración tanto para ganado vacuno (0,18%) (NRC, 2000) como para ovino (0,21%) (NRC, 1985) se encontrarían generalmente cubiertas, al igual que ocurre en el caso del sodio en el vacuno extensivo (0,06-0,08%) NRC (2000), ovino (0,04%) (NRC, 1985) y caprino (0,2%) (Lamand, 1981). En relación con el magnesio cabe indicar que los valores obtenidos en muchos casos son inferiores al 0,18% y 0,2%, requerimientos mínimos de mantenimiento del ganado vacuno (NRC, 2000) y caprino (Lamand, 1981), respectivamente, mientras que para el ganado ovino (0,08%) (NRC, 1985) únicamente sería necesaria una suplementación en las parcelas con el tratamiento MIN.

Los **micronutrientes** desempeñan un papel importante en la nutrición vegetal, ya que son necesarios en pequeñas concentraciones para el desarrollo adecuado de las plantas, pero también pueden llegar a ser tóxicos cuando se encuentran en elevadas proporciones (Porta *et al.*, 2003).

En nuestro caso, la concentración de Cu (Loué 1988; Domínguez-Vivancos 1997), Fe y Mn se encuentran dentro de los niveles medios dados por Davies (1980) y Kabata (2001), siendo inferiores a los citados por Mosquera *et al.* (2004) y Mosquera y González (2001f) en suelos agrícolas más fértiles que los de nuestro estudio. Para el zinc, las concentraciones en la fitomasa aérea se encontraron dentro del rango normal para pasto definido por Jones (1972) y Kabata (2001), siendo en algunos casos más altas que las indicadas por Mosquera *et al.* (2004) y Mosquera y González (2001f). Hay que tener presente que cuando se registran concentraciones en planta inferiores a 20 mg kg<sup>-1</sup> en el caso del cobre (Kabata y Pendías, 1985), inferiores a 25 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de zinc (Jones, 1972) e inferiores a 20 mg kg<sup>-1</sup> en el caso de manganeso (Loué, 1988; Whitehead, 1995; Domínguez-Vivancos, 1997; Mosquera y González, 2001f) pueden producirse deficiencias de dichos micronutrientes.

Por otro lado, la presencia de níquel en la fitomasa aérea ( $0,9-25,9 \text{ mg kg}^{-1}$ ) superó en algunos casos la concentración normal señalada por Kabata (2001) ( $0,1-5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) para pasto, pudiendo considerarse en algunos casos como excesiva, al superar los  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  (Kabata, 2001), mientras que los niveles de Cr, Cd y Pb generalmente se encontraron por debajo del límite de detección instrumental, situándose en concentraciones normales en planta desarrollada en suelos no contaminados (Alloway, 1990; Fergusson, 1990) y por debajo de los límites considerados como fitotóxicos (Kabata, 2001) cuando la concentración superó el límite de detección instrumental.

Las concentraciones de zinc, manganeso, níquel, cromo y plomo registradas en la fitomasa aérea fueron ligeramente superiores a las obtenidas por López-Díaz (2004) en los años previos a este estudio, siendo menores las del cobre y cadmio, mientras que la concentración de hierro se mantiene dentro del mismo rango.

En cuanto al efecto de los tratamientos aplicados, no se observó un efecto claro del encalado sobre los niveles de hierro (Fystro y Bakken, 2005), cobre (García *et al.*, 1986b; Stevens y Lauglin 1996), manganeso (Mortvedt *et al.*, 1983; Loué, 1988) y níquel respuestas que concuerdan con las descritas por López-Díaz (2004) en los años anteriores a esta experiencia. En el caso del zinc, la aplicación de cal supuso una menor presencia de este elemento en pasto, probablemente debido a la disminución en la disponibilidad del mismo cuando se encala (Mortvedt *et al.*, 1983; Juste y Soldá, 1998; Krebs *et al.*, 1998; Kabata, 2001), efecto que, sin embargo, no se detectó en el suelo al emplear Mehlich 3 como extractante. Esta respuesta también podría explicarse por la mayor presencia en nuestro pasto de especies que no acumulan zinc, como por ejemplo el dactilo (Genevini *et al.*, 1993).

La fertilización orgánica no incrementó de forma clara los niveles de Fe y Cu (Andrade *et al.*, 1985b; Tiffany *et al.*, 2000b) en la fitomasa aérea, a pesar del aporte que se produce con este residuo (entre  $2,74$  y  $3,64 \text{ kg ha}^{-1}$  en la dosis alta de lodo) en los años previos a esta experiencia (López-Díaz, 2004). Esta respuesta puede ser explicada por la mayor presencia en las parcelas fertilizadas orgánicamente de especies como el dactilo, pobre en hierro (Grime, 1988) y cobre (Hopkins *et al.*, 1994; Whitehead, 2000; López-Díaz, 2004), aún cuando se trata de elementos presentes en el suelo. Asimismo, la aplicación de lodo incrementó los niveles de zinc y manganeso en la fitomasa aérea, al igual que sucedía con la disponibilidad de este elemento en el suelo, lo que concuerda con respuesta observada por López-Díaz (2004), en el primer caso, y Andrade *et al.* (1998b) en el segundo.

La aplicación exclusiva de fertilizante mineral no incrementó la presencia de cobre, zinc (Belesky *et al.*, 1995), manganeso (Mosquera *et al.*, 2001f) o níquel con respecto al tratamiento testigo, respuesta que también se producía en el caso del suelo, mientras que se registra una tendencia de aumento de la concentración de hierro en la fitomasa aérea, respuesta que puede

deberse a que a ese tratamiento se asocia la presencia abundante de especies como las pertenecientes al género *Agrostis*, que tienden a acumular Fe (Virgel-Mentxaka, 2001).

En cuanto a la presencia de cromo, plomo y cadmio en la fitomasa aérea, cabe indicar que generalmente su concentración se encuentra por debajo del límite de detección instrumental, lo que para los dos primeros elementos puede ser debido a la baja disponibilidad de los mismos en el suelo, mientras que en el caso del cadmio, aunque este se encuentra disponible, no es absorbido por la planta tal y observó López-Díaz et al. (2007) con elementos como Cu y Zn.

Con respecto a los requerimientos del ganado, no se pudieron hacer estimaciones de las concentraciones de estos elementos en el pasto, como realizamos en el caso de la proteína y los macronutrientes, debido a la ausencia de estudios que nos muestren las concentraciones de estos elementos en las acículas. Así, cabe indicar que los niveles de hierro en la fitomasa aérea cubrirían las necesidades de mantenimiento de vacuno de carne ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 2000), caprino ( $15 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Lamand, 1981), ovino (NRC, 1985) y equino ( $30\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1989), mientras que en el caso del cobre habría que realizar una suplementación a lo largo de todo el período considerado, ya que no se cubrirían las necesidades de mantenimiento del ganado vacuno ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 2000), caprino ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Lamand, 1981), ovino ( $4,6\text{-}7,4 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1985) y equino ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1989).

En el caso del zinc habría que realizar suplementaciones en la dieta de mantenimiento, cuando el ganado se alimentase de la fitomasa aérea procedente de los tratamientos NF y MIN, durante todo el período considerado, pues no se cubrirían las necesidades de vacuno de carne ( $20\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 2000), ovino ( $35\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1985), caprino ( $45 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Lamand, 1981), ni equino ( $40 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1989). Igualmente, habría que realizar una suplementación de manganeso en la dieta de mantenimiento de equino ( $40 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1989) y caprino ( $45 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Lamand, 1981) en los años 2002 y 2003, no siendo necesaria para el vacuno ( $20 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 2000), y ovino ( $20\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (NRC, 1985).

En cuanto a la concentración de níquel, cromo, cadmio y plomo, hay que tener presente que, en general, son elementos que a determinadas concentraciones son considerados tóxicos para los animales. Así, según los resultados obtenidos no se produciría toxicidad por níquel ( $< 50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y cromo ( $< 1000 \text{ mg kg}^{-1}$ ) en el caso de que el ganado vacuno se alimentara de la fitomasa aérea (NRC, 2000). En cuanto al cadmio y plomo no hay estudios de toxicidad según los diferentes tipos de ganado, aunque sí se puede indicar que concentraciones de plomo en la ración de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  se consideran letales para el ganado en general (Bach y Devant, 2004).

Resumiendo, indicar que la presencia de macro y micronutrientes, tanto en el suelo como en el pasto, depende del grado de evolución que presente el sistema silvopastoral, de las dosis previas de fertilizante, del contexto edafológico y del tipo y dosis de fertilizante aportado durante nuestro estudio, no detectándose en algunos casos respuestas frente a los tratamientos aplicados.

## **VI. CONCLUSIONES**

1.- El encalado, así como la aplicación de lodo de depuradora como fertilizante, produjo un incremento en el pH del suelo en las dos profundidades analizadas, resultando mayor a 5 cm. Esto provocó una reducción de la disponibilidad de aluminio en el complejo de cambio, elevando la del calcio, comportamiento que puede ser explicado por la acumulación de materia orgánica en el estrato superficial, lo que enmascara las diferencias ocasionadas por el aporte de cal. En cualquier caso los menores valores de pH se registran en el caso de la fertilización inorgánica, coincidiendo con una mayor presencia de aluminio en el complejo de cambio.

2.-La aplicación de cal en los años previos a este estudio, produce una reducción de los niveles de nitrógeno en el suelo, al favorecer la mineralización, no influyendo en los niveles de fósforo. Asimismo, reduce los niveles de magnesio y sodio en el suelo, incrementando los de calcio, lo que provoca una reducción de potasio debido al antagonismo registrado entre estos dos últimos elementos. En el caso de los micronutrientes y metales pesados, indicar que no se encuentra un efecto claro de dicho tratamiento sobre estos elementos, posiblemente debido a que no se aportan en ese tratamiento, respuesta que concuerda con lo observado en el pasto.

3.- La fertilización orgánica incrementó la presencia de los cationes cambiables en el suelo, observándose un efecto residual de la aplicación de lodos de depuradora sobre los niveles de materia orgánica, nitrógeno y fósforo debido al contexto edafoclimático en el que se encuentra la experiencia. Asimismo, dicho tratamiento incrementa la presencia en el suelo de potasio, calcio, magnesio, sodio, cobre, zinc, manganeso y plomo debido a la presencia de estos elementos en la composición del lodo. Cabe destacar que, en todo caso, los valores de metales pesados registrados son inferiores a los permitidos en suelo por la legislación vigente (R.D. 1310/1990) que regula el empleo de lodo de depuradora urbana con fines agrícolas.

4.-La fertilización inorgánica en los años previos al estudio incrementó la disponibilidad de aluminio en el complejo de cambio y la relación C/N, reduciendo la presencia de materia orgánica. Asimismo, reduce la presencia de magnesio cambiante incrementando la de aluminio, debido a la acidificación que conlleva este tratamiento. Los niveles totales de potasio y magnesio en el suelo fueron similares a los registrados en el tratamiento testigo, incrementándose los niveles disponibles únicamente en el caso del potasio debido a los aportes que se realizan de este nutriente con dicho tratamiento. En cuanto a los micronutrientes y metales pesados, indicar que la fertilización exclusivamente inorgánica únicamente incrementó la disponibilidad de hierro debido al bajo pH asociado a este tratamiento; Siendo en todo caso, la concentración de micronutrientes y metales pesados en el suelo inferior a la registrada en la legislación vigente para la aplicación de lodo de depuradora como fertilizante.



5.- En el caso del arbolado, indicar que el crecimiento de éste se ve limitado cuando las condiciones del suelo son muy pobres (no encalado o no fertilizado). El encalado provocó una mejora en la cobertura y en el desarrollo en altura del arbolado, lo que redujo la producción total de pasto, así como la registrada en los diferentes cortes realizados. Asimismo, la producción de pasto depende de los tratamientos realizados con anterioridad al año 2001, de tal forma que cuando se encala, la mayor producción se encuentra asociada a la aplicación de dosis altas de lodo, al facilitarse la mineralización, mientras que cuando no se encala la producción es mayor con las dosis medias.

6.- En cuanto a la composición botánica, indicar que el encalado y la aplicación de fertilizante orgánico favorecieron la presencia de especies herbáceas de siembra frente a las leñosas, lo que en principio incrementará la calidad de pasto, aunque por otro lado conllevan una reducción de la biodiversidad del pasto.

7.- La aplicación de fertilizante orgánico incrementó los niveles de proteína, fósforo, calcio, magnesio y sodio, respuesta no observada en el caso de micronutrientes como Fe y Cu a pesar de los aportes que se realizan con este residuo. En el caso de los metales pesados (Cr, C, Pb), cabe indicar que generalmente su concentración se encontró por debajo del límite de detección instrumental.

## **VII. BIBLIOGRAFÍA**

- Adams, M.L., Davis, M.R., Powell, K.J. 2001. Effects of grassland afforestation on exchangeable soil and soil solution aluminium. *Aust. J. Soil. Res.* 39 (5): 1003-1004.
- Akhtar, M., McCallister, D.L., Eskridge, K.M. 2002. Availability and fractionation of phosphorus in sewage sludge amended soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 33(13&14): 2057-2068.
- Alavalapati J.R.R., Mercer, D.E., Montambault, J.R. 2004. Agroforestry systems and evaluation methodologies. In: Alavalapati J.R.R. y Mercer D.E (ed) *Valuing Agroforestry Systems: Methods and Applications. Advances in Agroforestry Vol 2.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 1-8.
- Allen, V.G. y Robinson, D.L. 1980. Occurrence of Al and Mn in grass tetany cases and their effects on the solubility of Ca and Mg in vitro. *Agron. J.* 72: 957.
- Alloway, B.J. 1995. *Heavy Metals in Soils.* Blackie Academic & Professional. Londres. 370 pp
- Alvarez, P., Rosa, E., Vega, P., Rodríguez-Soalleiro, R. 2001. Viveros forestales y uso de planta en repoblación en Galicia. En *III Congreso Forestal Español, Granada*, 3: 232-238.
- Anderson, M. 1987. Toxicity and tolerance of manganese and iron in vascular plants. A literature Review, University of Lund, Sweden.
- Anderson, L.S., Sinclair, F.L. 1993. Ecological interactions in agroforestry systems. *Forestry Abstracts* 54 (6), CAB International: 489-523.
- Andrade-Couce, M.L., Bao-Iglesias, M., Fernández-Fernández, C.J., Guitián-Ojea, F. 1985a. Caracterización química y poder fertilizante de los lodos residuales de la planta depuradora de aguas de Santiago de Compostela. *Anales de Edafología y Agrobiología XLIV* (1-2): 143-156.
- Andrade-Couce, M.L., Mateos-Beato, A., Guitián-Ojea, F. 1985b. Poder fertilizante de los lodos residuales: Efecto sobre el contenido total y disponibilidad de Fe, Mn, Cu, Co, y Ni. *Anales de Edafología y Agrobiología XLIV* (7-8): 1123-1140.
- Andrade-Couce, M.L., Bao-Iglesias, M., Guitián-Ojea, F. 1985c. Adición de lodos residuales a un suelo ácido: influencia sobre el contenido total, disponibilidad y absorción por el cultivo de Zn, Pb, Cr, y Cd. *Anales de Edafología y Agrobiología. Tomo XLIV* 7-8: 1141-1156.
- Andrade-Couce, M.L., Marcet, P., Reyzábal, M.L., Montero, M.J. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 7(3): 21-29.
- Arbiza-Agirre, S.I. 1986. Producción de caprinos. AGT Editor S.A. México, 695 p.
- Armand, D., Etienne, M. 1996. Impact of tree canopy cover on subterranean clover overseeding productivity and use in southeastern France. In: INRA (ed) *Western Silvopastoral Systems*: 71-82.

- Arzani, H. 2006. The effect of tree density on pasture yield. In Mosquera-Losada, M. R., McAdam, J., Rigueiro-Rodríguez, A (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire, UK: 103-105.
- ASEMFO 2005: Asociación nacional de empresas forestales. Informe sobre Incendios y Medio ambiente 2005.  
<http://www.asemfo.org/empresas/asemfo/estudios/asemfoincendios%202005.pdf>
- Asociación Forestal de Galicia (AFG) 2005. O monte galego segundo criterios de xestión forestal sostible. Diagnóstico. 427 p.
- Association for Temperate Agroforestry (AFTA). 1999. Agroforestry practices.  
[http://www.missouri.edu/afta/Agfo\\_Practices.html](http://www.missouri.edu/afta/Agfo_Practices.html).
- Babnik, D., Znidarsic, V., Verbic, J. 1996. The effect of fertilization on the concentration of mineral elements in grasses, forbs and legumes from the permanent karst grassland. *Grassland Science in Europe*, 1: 373-376.
- Bach, A., Devant, M. 2004. Microminerales en la nutrición del rumiante: Aspectos técnicos y consideraciones legales. XX Curso de especialización FEDNA. Barcelona 22 y 23 de noviembre de 2004: 241-327.
- Bailey, J.S. 1995. Liming and nitrogen efficiency: some effects of increased calcium supply and increased soil pH on nitrogen recovery by perennial ryegrass. *Commun. Soil Sci. Plan.* 26 (7-8): 1233-1246.
- Balandier, P., Rapey, H., Ruchaud, F., Montard, F.X. 2002. Agroforestry in Western Europe. An overview of the silvopastoral practices and experiments in uplands of the temperate area. *Cahiers d'études et de recherches francophones/ Agricultures* 11:103-113.
- Barbarick, K.A., Ippolito, J.A., Westfall, D.G. 1998. Extractable trace elements in the soil profile after years of biosolids application. *J. Environ. Qual.* 27: 801-805.
- Barber, S.A. 1995. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. John Wiley and Sons Inc. 417 p.
- Beaton, A. y Hislop, M. 2000. Trees in agroforestry systems. In: Hislop M., Claridge J. *Agroforestry in the UK*: 31-43.
- Beets, P.N., Gilchrist, K., Jeffreys, M.P. 2001. Wood density of radiata pine: Effect of nitrogen supply *Forest Ecol. Manag.* 145 (3): 173-180.
- Belesky, D.P., Turner, K.E., Fedders, J.M. 1995. Nitrogen and mineral-composition of autumn-grazed pasture. *Commun. Soil Sci. Plan.* 26: 2941-2959.
- Bell, P.F., James, B.R., Chaney, R.L. 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. *J. Environ. Qual.* 20: 481-486.

- Belesky, D.P. 2005. Growth of *Dactylis glomerata* along a light gradient in the central Appalachian region of the eastern USA: I. Dry matter production and partitioning. *Agroforest. Syst.* 65: 81-90.
- Berti, W.R., Jacobs, L.W. 1998. Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* 27: 1280-1286.
- Birk, E.M. 1992. Nitrogen availability in radiata pine plantations of former pasture sites in southern New South Wales. *Plant Soil* 143: 115-125.
- BOE. 1990. Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. BOE nº 262.
- BOE. 1997. Real Decreto 1682/1997, de 7 de noviembre, por el que se actualiza el catalogo oficial de razas de ganado de España. BOE nº 279.
- BOE. 1998. Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos. BOE nº 96.
- Boixadera, J., Teira, M.R. 2001. Aplicación Agrícola de Residuos Orgánicos. Ediciones UdL. Lleida, España.
- Borrelli, P., Oliva, G., Cibils, A. 1999. Manejo del pastoreo: Experiencias en la Patagonia Austral. *Revista Argentina de Producción Animal* 19: 103-110.
- Brea, M.T. 1993. Efecto del pastoreo rotacional y continuo en un sistema de producción con vacas de carne y su posible influencia en las características de la pradera. Tesis Doctoral Uni. Santiago de Compostela
- Brekken, A. y Steinnes, E. 2004. Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. *Sci. Total Environ.* 326: 181-195.
- Burner, D.M. 2003. Influence of alley crop environment on orchardgrass and tall fescue herbage. *Agron. J.* 95: 1163-1171.
- Buol, S.W., Hole, F.D., McCracken, R.J. 1981. Génesis y clasificación de suelos. Ed. Trillas.
- Buttler, J.H.A. 1993 Nitrogen fixation by a subclover-grass mixture grown on two acid soils treated with lime. *Aust. J. Agr. Res.* 44: 863-873.
- Calvo de Anta, R., Macías-Vázquez, F., Riveiro-Cruz, A. 1992. Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña (Cultivos, Pinos, Robles, Eucaliptos y Castaños). Ed. Diputación Provincial de A Coruña. 88 p.
- Calvo, L., Santalla, S., Marcos, E., Valbuena, L., Tárrega, R., Luis, E. 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecol. Manag.* 184: 209-223.
- Canet, R., Pomares, F., Estela, M., Tarazona, F. 1996. Efecto de los lodos de depuradora en la producción de hortalizas y las propiedades químicas del suelo. *Inv. Agr. Prod. Prot. Veg.* 11 (1): 83-99.

- Canet, R., Pomares, F., Tarazona, F., Estela, M. 1998. Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Commun. Soil Sci. Plan.* 29 (5-6): 697-716.
- Campbell, C.D., Atkinson, D., Jarvis, P.G., Newbould, P. 1994. Effects of nitrogen fertilizer on tree/pasture competition during the establishment phase of a silvopastoral system. *Ann. App. Biol.* 124: 83-96.
- Carballeira, A., Devesa, C., Retuerto, R., Santillán, E., Uceda, F. 1983. Bioclimatología de Galicia. Fundación Pedro Barrié de la Maza-Conde de Fenosa. La Coruña. 391 p.
- Caridad-Cancela, R.; Paz-González, A y Aparecida de Abreu, C. 2005. Total and extractable nickel and cadmium contents in natural soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 36: 241-252.
- Carter, M.R. 1993. Soil sampling and methods of analysis. CRC Press, LLC. Boca Raton, Florida. USA.
- Carter, M. R. 2002. Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions Symposium Papers Soil Quality for Sustainable Land Management. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Castro, P., González, A., Prada, D. 1990. Determinación simultánea de nitrógeno y fósforo en muestras de pradera. XXX Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos: 200-207
- CEM. 1994. Microwave digestion applications manual. CED (ed) USA
- Chang, S.X., Amatya, G., Beare, M.H., Mead, D.J. 2002. Soil properties under a *Pinus radiata*-ryegrass silvopastoral system in New Zealand. Part I. Soil N and moisture availability, soil C, and tree growth. *Agroforest. Syst.* 54: 137-147.
- Chang, S.X. y Mead, D. J. 2003. Growth of radiate pine (*Pinus radiata* D. Don) as influenced by understory species in a silvopastoral system in New Zealand. *Agroforest. Syst.* 59: 43-51.
- Chowdhury, A.K., McLaren, R.G., Swift, R.S. 1997. Effects of phosphate and lime applications on pasture zinc status. *New Zeal. J. Agr. Res.* 40: 417-424.
- Clinton, P.W. y Mead, D.J. 1994. Competition for nitrogen between *Pinus radiata* and pasture I. Recovery of <sup>15</sup>N after one growing season. *Can J. Forest. Res.* 24 (5): 889-896.
- Conant, R., Paustian, K., Elliott, E. T. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11: 343-355.
- Corral, J., Morrison, J., Young, B. 1982. Grass production. In: Thomas C., Young J.W.O. (ed) *Milk from grass*, 1: 1-19.
- Creighton, M.L., Ryan, M.G., Tinker, D.B., Knight, D.H. 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Can. J. Forest. Res.* 33 (2): 351.
- Davis, G.R., Neilsen W.A., McDavitt J.G. 1983. Root distribution of *Pinus radiata*. Related to soil Characteristics in five Tasmanian Soils. *Aust. J. Soil. Res.* 21: 165-171.

- Dal Zennaro, C., Arenas, J.M., Argenti, G., Pardini, A., Sebastia, T.M. 2004. Efectos del pastoreo sobre el combustible vegetal en los pastos de la montaña del sudoeste de los Pirineos. In: Mosquera-Losada, M.R., McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralismo y Manajo Sostenible. Congreso Internacional, Lugo, España. Libro de Actas: 1-23.
- Dans, F., Fernández de Ana-Magán, F.J., Romero, A., Castro, A., Molina, F., Rojo, A., Sánchez, F. 1999. Manual de selvicultura del Pino Radiata en Galicia. Proxecto Columella. Escuela Politécnica Superior de Lugo.
- Davies, E.D. 1980. Applied soil trace elements. Wiley and Sons, Incorporated
- Declaración de Lugo. 2004. In: Mosquera-Losada, M. R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 418.
- Declaración de Orlando. 2004. <http://conference.ifas.ufl.edu/WCA/>
- Devkota, N.R. y Kemp P.D. 1999 Morphological aspects of pasture species in the shade in relation to various management practices under silvopastoral systems. J. Inst. Agric. Sci. 19-20: 1-26.
- Díaz-Lozano, I. 2003. Efecto de la fecha de aplicación de distintas dosis de fertilización con lodos de depuradora urbana sobre las características del pasto y del suelo. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- DOCE. 1986. Directiva 86/278/CEE del Consejo, de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. L 181.
- DOCE. 1991. Directiva del Consejo 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. L 135.
- DOCE. 1992. Reglamento (CEE) n° 2080/92 del Consejo, de 30 de junio de 1992, por el que se establece un régimen comunitario de ayudas para las medidas forestales en la agricultura. L 215.
- DOCE. 2005. Reglamento (CE) n° 1698/2005 del Consejo de 20 de septiembre de 2005 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). L 277.
- DOCE. 2006. Decisión del Consejo de 20 de febrero de 2006 sobre las directrices estratégicas comunitarias de desarrollo rural (período de programación 2007-2013). L 55.
- Dodd, C.J.H., McLean, A., Brink, V.C. 1972. Grazing values as related to tree crown-covers. Can. J. Forest. Res. 2(3): 185-189.

- Dodd, M.B., McGowan, A.W., Power, I.L., Thorrold, B.S. 2005. Effects of variation in shade level, shade duration and light quality on perennial pastures. *New Zeal. J. Agr. Res.* 48: 531-543.
- Domínguez-Vivancos, A. 1997. Tratado de fertilización. Ed. Munid-Prensa.
- Duchaufour, Ph. 2001. Introduction à la Science du Sol. Sol, Végétation, Environnement. John Wiley & Sons Inc. New York.
- Dupraz, C., Burgess, P., Gavaland, A., Graves, A., Herzog, F., Incoll, L.D., Jackson, N., Keesman, K., Lawson, G., Lecomte, I., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Palma, J., Papanastasis, V., Paris, P., Pilbeam, D.J., Reisner, Y., Van Noordwijk, M., Vincent, G., Werf Van der W. 2005. SAFE FINAL REPORT. Synthesis of the SAFE project (August 2001-January 2005). 254 p.
- Dupraz, C. 2006. From silvopastoral to silvoarable systems in Europe: sharing concepts, unifying policies. In: Mosquera-Losada, M. R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. A. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 376-379.
- Eagleson, M. 1994. Concise Encyclopaedia Chemistry. Walter de Gruyter (ed) Berlin.
- Eason, W.R. 1991. The effect of tree leaf litter on sward botanical composition and growth. *Forest Ecol. Manag.* 45: 165-172.
- Edmeades, D.C., Smart, C.E., Wheeler, D.M., Rys, G. 1983. Effects of lime on the chemical composition of ryegrass and white clover grown on a yellow-brown loam. *New Zeal. J. Agr. Res.* 26: 473-481
- Edmeades, D.C. y Perrott, K.W. 2004. The calcium requirements of pastures in New Zealand: A review. *New Zeal. J. Agr. Res.* 47: 11-21.
- European Environment Agency (EEA). 1997. Sludge Treatment and Disposal. Management Approaches and Experiences Environmental Issues Series. Nº 7. 54pp.
- European Environment Agency (EEA) (2000). Working Document on Sludge 3<sup>rd</sup> draft. Brussels, 27 April 2000. ENV.E./LM
- European Environment Agency (EEA). 2003. Europe's environment: the third assessment report. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- European Environment Agency (EEA), 2005 Municipal waste generation in western European (WE) and central and eastern European (CEE) countries Municipal waste generation (CSI 016) - May 2005 Assessment
- Egiarte, G., Camps-Arbestain, M., Alonso, A., Ruíz-Romera, E., Pinto, M. 2005. Effect of repeated applications of sewage sludge on the fate of N in soils under Monterrey pine stands. *Forest Ecol. Manag.* 216: 257-269.



- Eichhorn, M., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V., Pilbeam, D., Pisanelli, A., Dupraz, C. 2006. Silvoarable Systems in Europe— Past, Present and Future Prospects. *Agroforest. Syst.* 67(1): 29-50.
- El-Demerdashe S, Dahdoh MSA, y Hassan FA (1995) Sequential extraction of nine trace elements from sludge-amended soils. *Fert. Res.* 41: 77-85.
- Elías, F. y Castellví, F. 2001. *Agrometeorología*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Mundi-Prensa. 517 p.
- Elgerma, A., Schlepers, H., Nassiri, M. 2000. Interactions between perennial ryegrass and white clover under contrasting N availability productivity, seasonal patterns of species composition, N<sub>2</sub> fixation, N transfer and N recovery. *Plant Soil* 221: 281-299
- Environment Protection Agency (EPA). 1994. Land Application of Sewage Sludge. A Guide for Land Appliers on the Requirements of the Federal Standards for the Use of Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503
- Epstein, E. 2002. Land application of sewage sludge and biosolids. Lewis Publishers. CRC Press. 201 p.
- Eriksen, F. I. y Whitney, A.S. 1981. Effects of light intensity on growth of some tropical forage species. 1. Interaction of light intensity and nitrogen fertilisation on six forage grasses. *Agron. J.* 73: 427-433.
- Estévez, J.L., Andrade, L., Marcet, P., Montero, M.J. 1998. Influencia de las propiedades del suelo en la fijación y movilidad de Zn y Cd. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 5: 19-27.
- Etienne, M. 1996. Research on temperate and tropical silvopastoral systems: a review. In: Etienne, M. (ed) *Western European Silvopastoral Systems*. INRA, Paris, France: 5- 22.
- Etienne, M. 2006. Silvopastoral mangement in temperate and Mediterranean areas. Stakes, practices and socio-economic constraints. In: Mosquera-Losada, M. R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 299-311.
- Evans, J. 2001. *The forest handbook*. Blackwell Science Ltd. 385 p.
- Felipó, T. 1994. La Qualitat dels Biosòlids com a Fertilitzans i com a Esmenes Orgàniques. Editores Mujeriego R y Sala L. Universitat Politècnica de Catalunya: 19-31
- Fergusson, J.E. 1990. *The heavy elements: chemistry environmental impact and health effects*. Oxford: Pergamon
- Fernández, M., Rivero, G., Pose, H., Rivero, C., Alonso, M. 2001. La conservación de los recursos genéticos animales en peligro de extinción de Galicia. *Arch. Zootec.* 50: 219-290.

- Fernández, M.E., Gyenge, J.E., Dalla Salda, G., Schlichter, T.M. 2002. Silvopastoral systems in Northwestern Patagonia I: growth and photosynthesis of *Stipa speciosa* under different levels of *Pinus ponderosa* cover. *Agrofor. Syst.* 55: 27-35.
- Fernández-Núñez, E. 2000. Estudio de la evolución de la calidad nutritiva de diferentes especie herbáceas, arbustivas y arbóreas de A Fonsagrada. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo.
- Fernández-Núñez, E. 2004. Estudio de la influencia de la especie y densidad del arbolado, de la fertilización y de la mezcla de siembra sobre la producción y calidad del pasto desarrollado bajo cubierta de pino y abedul en sistemas silvopastorales. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo. 179 p.
- Fernández-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2007. Economic evaluation of different land use alternatives: forest, grassland and sylvo-pastoral systems. 14<sup>th</sup> Occasional Symposium of the European Grassland Federation. (en prensa).
- Fernández-Sierra, C. 2001. Efectos en el suelo y en el pasto de la fertilización con lodos de depuradora urbana, solos o complementados con calcio, en un sistema silvopastoral. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo.
- Fleming, G.A. 1973. Mineral composition or herbage. In: Butler, G.W. and Bailey, R.W. (eds) *Chemistry and Biochemistry of herbage*. Academic Press, London: 199-234.
- Forbes, J.C. y Gelman, A.L. 1981. Copper and other minerals in herbage species and variety on copper deficient soils. *Grass Forage Sci.* 36: 25-30.
- Frame, J., Charlton, J.F.L., Laidlaw, A.S. 1986. *Temperate forage legumes*. CAB International.
- Frame, J. 1990. Exploiting grass/white clovers swards. I. Agronomy. Training course at Koldkaergard, Landboskle, Aarhus, Denmark: 1-25
- Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Tillage Res.* 66: 95-106.
- Fuentes-Yagüe, J.L. 1999. El suelo y los fertilizantes. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. Instituto Nacional de reforma y desarrollo agrario. Ed. Mundi-Prensa.
- Fystro, G. Bakken, A.K. 2005. Soil reaction, yields and herbage element content as affected by lime applied on established leys in a multi-site field trial. *Journal of Agricultural Science* 143 (5): 407-420.
- García-Ameneiro, N. 2001. Estudio de la influencia de la fertilización y la siembra sobre la calidad y desarrollo fenológico de distintas especies pratenses, en sistemas

- silvopastorales. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior-Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- García, P., Mombiola, F.A., Mosquera, A. 1986a. Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos a monte I. Calcio y fósforo Inv. Agr.: Prod. Prot. Veg. 1 (3): 135-145.
- García, P., Mombiola, F.A. y Mosquera, A. 1986b. Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos a monte II. Mg, Na, K, Al y Cu. Inv. Agr.: Prod. Prot. Veg. 1 (3): 147-158.
- García, A., Rozados, M.J., Silva-Pando, F.J., Lindner, R. 1999. Evaluation of natural populations of *Dactylis glomerata* for grazing under pinewoods. En: Grassland and woody plants in Europe. V.P. Papanastasis, J. Frame y A.S. Nastis (Ed.). European Grassland Federation. 4. Grassland science in Europe: 167-170
- Gardiner, L. 2005. Nitrogen cycle.  
[http://www.windows.ucar.edu/tour/link=/earth/Life/nitrogen\\_cycle.html](http://www.windows.ucar.edu/tour/link=/earth/Life/nitrogen_cycle.html)
- Garrett, H.E., y Kurtz, W.B. 1983. An evaluation of the black walnut-tall fescue pasture management system. In: J.A. Smith and V.W. Hayes (eds). Proc. XIV Intl. Grassland Congress, Lexington, KY. Westview Press, Boulder, CO: 838-840.
- Gatica, E.E., Rigueiro, A., Fernández, J.L., Mosquera, M.R., López, M.L. 1998. The effect of the organic and mineral fertilization on the yield and botanical composition in a silvopastoral system. V Congress of European Society for Agronomy. Nitra, 1: 131-132.
- Gautam, M.K. 1998. Rooting characteristics of *Pinus radiata* D. Don as influenced by understorey competition in an agroforestry system. PhD thesis, Soil, Plant and Ecological Sciences Division, Lincoln University. 164 p.
- Genevini, P.L., Vismara, R., Mezzanote, V. 1983. Utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione. Ingegneria ambientale 12(9): 1-133.
- Giddens, K.M., Parfitt, R.L., Percival, H.J. 1997. Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. J. Agric. Res. 40: 409-416.
- Gil, J.L., Espinoza, Y., Obispo, N. 2005. Relaciones Suelo-Planta-Animal en Sistemas Silvopastoriles. Revista Digital del Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias de Venezuela (CENIAP) Numero 9. Septiembre-Diciembre.  
[http://www.ceniap.gov.ve/ceniaphoy/articulos/n9/arti/gil\\_1/arti/gil\\_1.htm](http://www.ceniap.gov.ve/ceniaphoy/articulos/n9/arti/gil_1/arti/gil_1.htm)
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós M.C. 2002. Influencia de la fertilización orgánica sobre la evolución de las propiedades bioquímicas de estériles de minas de lignito. Ecosistemas (on line) 11: 59-63.
- Gobat J.M., Aragno, M., Matthey, W. 2003. Le Sol Vivant. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne. 568 p.

- Gómez-Liste, C. 2002. Estudio de fertilización con lodos de industria láctea en la instalación de praderas bajo plantaciones de *Pinus radiata*. Proyecto fin de carrera. EPS Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- Gómez-Rey, M.X. y Calvo de Anta R. 2002. Datos para el desarrollo de una red integrada de seguimiento de la calidad de suelos en Galicia (N.O. de España): Balances geoquímicos en suelos forestales (*Pinus radiata*). 1. Aportes de elementos por deposición atmosférica y hojarasca. Edafología 9(2): 181-196.
- González, A. 1986. El trébol blanco y el fertilizante nitrogenado como fuentes de nitrógeno para la pradera. XXVI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos: 265-279.
- González, A. 1992. Las praderas de gramínea y trébol y la fertilización nitrogenada en Galicia. En "100 anos de Investigación Agraria". Ed. Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia: 383-393.
- González-Hernández, M.P., Silva-Pando, F.J. 1999. Nutritional attributes of understorey plants known as components of deer diets. J. Range Manage 52(2): 132-138.
- González-Hernández M.P., Karchesy J., Starkey E.E. 2003. Research observation: Hydrolyzable and condensed tannins in plants of northwest Spain forests. J. Range Manage. 56: 461-465.
- González-Hernández, M.P. 2006. Quality of vegetation in silvopastoral systems. In: Mosquera-Losada, M. R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 87-92.
- Gordon, A.M., Naresh, R.P.F., Thevathasan V. 2006. How much carbon can be stored in Canadian agroecosystems using a silvopastoral approach? In: Mosquera-Losada, M. R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 380-387.
- Grace, N.D. 1983. Magnesium. In: Grace N.D. (ed) The mineral requirements of grazing ruminants. 13: 92-99.
- Guerrero, A. 1996. El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ed. Mundi-Prensa
- Guiddens, K. M., Parfitt, R.L., Percival, H.J. 1997. Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. J. Agric. Res. 40: 409-416.
- Gutián, F. y Carballás, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro.
- Grime, J.P. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. London.
- Gros, A. 1981. Abonos. Guía práctica de la fertilización. Ed. Mundi-Prensa.

- Hamon, R.E., Holm, P.E., Lorenz, S.E., McGrath, S.P., Christensen, T.H. 1999. Metal uptake by plants from sludge-amended soils: caution is required in the plateau interpretation. *Plant Soil*, 216: 53-64.
- Harris, R.F., Chesters, G., Allen, O.N. 1996. Dynamics of soil aggregation. *Adv. Agron*: 107-169.
- Hawke, M.F. 1991. Pasture production and animal performance under pine agroforestry in New Zealand. *Forest Ecol. Manag.* 45: 109-118
- Hawke, M.F., Rattray, P.V., Percival N.S. 1993. Liveweight changes of sheep grazing a range of herbage allowances under *Pinus radiata* agroforestry regimes. *Agroforest. Syst.* 23: 11-21.
- Hawke, M.F. y Gillingham A.G. 1997. Changes in understorey pasture composition in agroforestry regimes in New Zealand. *Proceedings of the XVIII International Grassland Congress*. 1: 639-642.
- Hawke, M.F. y Knowles, R.L. 1997. Temperate agroforestry System in New Zealand. In: Gordon A.M.; Newman S.M. (ed) *Temperate Agroforestry Systems*. CAB International: 85-118.
- Herzog, F. 2000. The importance of perennial trees for the balance of the northern European agricultural landscapes. *Trees outside forest. Unasylva*. 51(1): 42-49.
- Hill, G. y Holman, J. 2000. *Chemistry in context*. Fifth edition Ed: Nelson Thornes LTD. Cheltenham. United Kingdom. 605 p.
- Hillman, P.J., Hill, J., Morgan, J.E., Wilkinson, J.M. 2003. Recycling of sewage sludge to grassland: a review of the legislation to control of the localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems. *Grass Forage Sci.* 58: 101-111.
- Hinsinger, P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. *Plant Soil*. 237: 173-195.
- Hislop, M. y Sinclair, F. 2000. Introduction. In: Hislop M.; Claridge J. (ed.) *Agroforestry in the UK*. Edinburgh. Forestry Comission. Bulletin 122: 1-6.
- Hopkins, A., Adamson, A.H., Bowling, P.J. 1994. Response of permanent and reseeded grassland to fertilizer nitrogen. 2. Effects on concentrations of Ca, Mg, K, Na, S, P, Mn, Zn, Cu, Co and Mo in herbage at a range of sites. *Grass Forage Sci.* 49: 9-20.
- Ibrahim, M., Villanueva, C., Mora, J. 2006. Traditional and improved silvopastoral systems and their importance in sustainability of livestock farms. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 13-18.
- Iglesias-Rego, R. 2001. Estudio de la evolución estacional de la calidad nutritiva de diferentes especies herbáceas, arbustivas y arbóreas en la comarca de Taboada (Lugo). Proyecto fin de carrera.

- Illera, V., Walter, I., Cuevas, G., Cala, V. 1999. Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica*. Vol XLIII (3-4): 178-186
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME). 1975. Mapa geológico de España.
- IPCC. 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2000. IPCC Special Report: Land Use, Land Use Change and Forestry.
- Ispikoudis, I., Sioliou, M.K., Papanatasis, V.P. 2004. Trashumance in Greece: past, present and future prospects. In: Bunce, R.G.H., Pérez-Soba, M.; Jongman, R.H.G.; Gómez-Sal, A.; Herzog, F.; Austad, I.(ed.) *Trashumance and Biodiversity in european Mountains*. Report of the EU-FP5 project TRANSHUMOUNT (EVK2-CT-2002-80017). IALE publication series nr 1, 321 pp. ALTErrA. Wageningen UR in collaboration with IALE.
- Ispikoudis, I., Sioliou, KM. 2006. Cultural aspects of silvopastoral systems. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 319-323
- Jardón-Bouzas, A.B. 2000. Estudio de la evolución estacional da calidade nutritiva de distintas especie herbáceas, arbustivas e arbóreas na zona de Xinzo de Limia. Proyecto fin de carrera.
- Jones, D.L., Darrah, P.R., Kochian, L.V. 1996. Critical evaluation of organic cid mediated iron dissolution in the rhizosphere and its potential role in root iron uptake. *Plant Soil* 180: 57-66.
- Jones, J.B. 2003. *Agronomic handbook: management of crops, soils and their fertility*. CRC Press 450 p.
- Juárez, M., Sánchez, J. 1996. *Fósforo en agricultura*. Universidad de Alicante
- Juste, C., Soldá, P. 1998. Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du cadmium, du manganèse, du nickel et du zinc contenus dans un sol sableux amendé par des boues de estation dépuración. *Agronomie*, 8 (10): 897-904.
- Kabata, A., Pendías, H. 1985. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Inc.
- Kabata, A. 2001 *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Inc.
- Khan, M.A.R., Bolan N.S., MacKay A.D. 2005. Adsorption and Desorption of Copper in Pasture Soils. *Commun. Soil Sci. Plan.* 36 (17-18): 2461-2487.
- Kellas, J.D., Bird, P.R., Cumming, K.N., Kearney, G.A., Ashton, A.K. 1995. Pasture production under a series of *Pinus radiata*-Pasture Agroforestry Systems in South-West Victoria, Australia. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1285-1297.

- Keyes, M. y Grieg C. 1981. Above and below-ground biomass net production in 40-year-old-Douglas-fir stand on low and high productivity sites. *Can. J. For. Res.* 11: 599-605.
- Kimberley, M.O., Wang, H., Wilks, P.J., Fisher C.R., Magesen G.N. 2004. Economic analysis of growth response from a pine plantation forest applied with biosolid. *For. Ecol. Manage.* 189: 345-351.
- King, K.F.S. 1980. Multiple-use research. IUFRO/MAB Conference: Research on Multiple Use of Forest Resources. USDA-Forest Service. GTR WO-25. Ed. WT Doolittle.
- Klopfenstein, N., Rietveld, W., Carman, R.; Clason, T.; Sharrow, S.; Garret, G.; Anderson, B. 1997. Silvopasture: An Agroforestry Practice. Agroforestry notes AF Note 8: 4 p.
- Knowles, R.L. 1991. New Zealand experience with silvopastoral systems: A Review. *For. Ecol. Manage.* 45: 251-267.
- Knowles R.L., Horvath G.C., Carter M.A., Hawke M.F. 1999. Developing a canopy closure model to predict overstorey/understorey relationships in *Pinus radiata* silvopastoral systems. *Agroforest. Syst.* 43: 109-119
- Krauskopf, K.B. 1983. Geochemistry of micronutrients. In: Mortvedt, J.J., Giordano, P.M., Lindsay, W. (ed.) *Micronutrients in Agriculture*. Soil Science Society of America.
- Krebs, R., Gupta, S. K., Furrer, G., Schulin, R. 1998. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils, *J. Environ. Qual.* 27: 18-23.
- Krueger, W.C. 1981. How a Forest Affects a Forage Crop. *Rangelands* 3(2): 70-71.
- Kyriazopoulos, A.P., Koukoura, Z., Nastis, A.S. 1999. Effects of wild cherry and grazing on the herbaceous understorey and its crude protein content. In: Papanastasis V.P., Frame J.; Nastis A.S. (ed.) *Grassland and woody plants in Europe*. European Grassland Federation. *Grassland science in Europe* 4: 187-19
- Labrador, J. 1996. La materia orgánica en los agroecosistemas. Ed. Mundi-Prensa.
- Lamand, M. 1981. Metabolis et besoins en oligoelements des chèvres. *Proc. Int. Conf. Nutrition et Systemes d'Alimentation*. Tours, France
- Leblic, G. 2004. Un futuro sostenible: Planes y Programas de la Administración Central. Actualidad y futuro del sector forestal. Jornada debate administración Empresas. 4ª Mesa Redonda.
- LECO, 1996. LECO CNS-2000. Instrumentation for: Characterization or organic/inorganic materials and microstructural analysis. LECO Corporation. Michigan, USA. 182 p.
- Lenore, A. 2004. Production and nutritive value in a temperate Appalachian Silvopasture. Thesis Faculty of the Virginia Polytechnic Institute.
- Lewis, C.E. y Pearson, H.A. 1987. Agroforestry using tame pastures under planted pines in the southeastern United States. In: Ghotz H.L. (ed) *Agroforestry: realities, possibilities, and potentials*: 195-212.

- Lin, C.H., Graw, L.R., George, M.F., Garrett, H.E. 2001. Nutritive quality and morphological development under partial shade of some forage species with agroforestry potential. *Agroforest. Syst.* 53: 269-281.
- Lindsay, W.L. 1974. Role of chelatum in micronutrient availability in the plant root and its environment. University Press of Virginia. Charlottesville: 507-524.
- Loneragan, F.J. 1988. Distribution and movement of manganese in plants. In: Graham, R.D.; Hannan, R.J.; Uren N.C. (ed) *Manganese in soils and plants*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 113-124.
- López, R.J. 1990. Agro-industrial waste composting and its agriculture significance. *The fertilizer society*. 293: 5-25.
- López-Díaz M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 1999. Nitrogen and mineralization sewage sludge doses in grassland. 10<sup>th</sup> Nitrogen Workshop. Denmark.
- López-Díaz M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2000. Effect of different doses of sewage sludge on heavy metal plant accumulation in acid soils. *Grassland Science in Europe*. EGF. Aalborg, 5: 424-426.
- López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. 2001. Efecto del encalado y la fertilización orgánica sobre el crecimiento de *Pinus radiata* D.Don y la producción de pasto en sistemas silvopastorales en zonas de monte de Galicia. III Congreso Forestal Español. Granada (España) Vol III: 428-432.
- López-Díaz, M.L. 2004. Aplicación de lodos de depuradora urbana como fertilizante en un sistema silvopastoral. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2005. Variaciones del contenido de zinc en suelo y planta tras la aplicación de lodos de depuradora en un sistema silvopastoral. IV congreso Forestal Nacional CD Actas. Zaragoza.
- López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2006. Tree growth and pasture production under sewage sludge fertilization. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro- Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 154-156.
- López-Díaz, M.L., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2007. Lime, sewage sludge and mineral fertilization in a silvopastoral system developed in very acid soils. *Agroforest. Syst.* 70: 91-101.
- López, M. y Grau, J.M. 2004. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de España peninsular. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia.



- López-Mosquera, M.E. 1995. Enmiendas. Corrección de la acidez: encalado. Gestión de la materia orgánica en explotaciones agrícolas. Monografía docente. Universidad de Santiago de Compostela.
- López-Mosquera, M.E., Moirón, C., Carral, E. 2000a. Use of dairy-industry sludge as fertiliser for grasslands in northwest Spain: Heavy metal levels in the soil and plants. *Resour. Conserv. Recy.* 30: 95-109.
- López-Mosquera, M.E., Bande, M.J., Seoane, S. 2000b. Evaluación del efecto salino en un suelo fertilizado con lodos de industria láctea. *Edafología.* 7(1): 73-83.
- López-Mosquera, M.E., Moirón, C., Seoane, S. 2002. Changes in chemical properties of an acid soil after applications of dairy sludge. *Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg.* 17: 77-86.
- López-Mosquera, M.E., Barros, R., Sainz, M.J., Carral, E., Seoane, S. 2005. Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: implications for disposal of organic wastes on acid soils. *Soil Use Manage.* 21: 298-305.
- Loué, A. 1988. Los microelementos en la agricultura. Ed.Mundi-Prensa
- Macías, F., Calvo de Anta, R. 1992. Suelos de la Provincia de La Coruña. Diputación Provincial de La Coruña. La Coruña.
- Macías, F. y Calvo de Anta, R. 2001. Atlas de Galicia: los suelos. Consellería de Presidencia. Xunta de Galicia.
- Mackay, A.D., Saggar, S., Trolove, S.N., Lambert, M.G. 1995. Use of an unsorted pasture sample in herbage testing for sulphur, phosphorus and nitrogen. *New Zeal. J. Agr. Res.* 38: 483-493.
- Magurran, A.E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ed. Vedral. Barcelona. 200 p.
- Mahler, R.J., Ryan, J.A. 1988. Cadmium sulfate applications to sludge-amended soils: II. Extraction of Cd, Zn and Mn from solid phases. *Commun. Soil Sci. Plan.* 19(15): 1747-1770
- Mälikönen, E., Derme, J., Fritze, H., Helmisaari, H.S., Kukkol, M., Kytö, M., Saarsalmi, A., Salemaa, M. 1999. Compensatory fertilization of Scots pine stands polluted by heavy metals. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 55: 239-268.
- Martínez-Cortizas, A. 1987. Zonas agroecológicas de Galicia: Zonas climáticas FAO. *Anales de edafología y agrobiología.* XLVI: 521-538.
- Martínez de Arano, I. 2001. Estado nutritivo y Recomendaciones de Fertilización para *Pinus radiata*. *Euskadi Basogintza/Euskado Forestal*, 61: 47-51.
- Martínez, A., Pontevedra X., Novóa J.C., García-Rodeja E. 2000. Turberas de montaña del noroeste de la Península Ibérica. *Edafología* 7(1): 1-29.
- Martínez, E; Arquero, A; Gonzalo, C; Diez, E; Lillo, M. 2002. METEO: módulo de almacenamiento y gestión de datos bioclimáticos de un sistema de información. X

- Simposio Latinoamericano de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial/ XXI Reunión plenaria de SELPER Soc. Latinoamericana de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial-Bolivia.
- Martínez-Farré, F. 1995. Posibles usos de los residuos urbanos en agricultura: abono, enmienda orgánica y sustrato de cultivo. En: Aedos y Fundación la Caixa (ed) Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Mundi-Prensa: 15-26.
- Mayland, H.F. y Wilkinson, S.R. 1989. Soil factors affecting magnesium availability in plant-animal systems: a review. J. Anim. Sci. 67: 3437-3444.
- McAdam, J. 1991. An evaluation of tree protection methods against Scottish Blackface sheep in an upland agroforestry system. In: Jarvis P.G. (ed) Agroforestry: principles and practice, 119-126.
- McAdam, J. 2000. Environmental impacts. In: Hislop M.; Claridge J. (ed) Agroforestry in the UK. Edinburgh: Forestry Commission. Bulletin 122: 83-90.
- McAdam, J., Hoppe, G.M. 1996. Pasture production between trees in a silvopastoral agroforestry system. Grassland and Land use systems 16<sup>th</sup> EGF Meeting.
- McAdam, J., Sibbald, A. 2000. Grazing livestock management. In: Hislop M.; Claridge J. (ed) Agroforestry in the UK. Forestry Commission. Bulletin 122: 44-57.
- McAdam, J. 2006. Silvopastoral systems in North-West Europe. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 19-23.
- McBride, M.B. 2005. Molybdenum and copper uptake by forage grasses and legumes grown on a metal-contaminated sludge site. Commun. Soil Sci. Plan. 36 (17-18): 2489-2501.
- McLean, E.O. 1971. Potentially beneficial effects from liming. Chemical and physical. Soil Crop Sci. Soc. Florida Proc. 31: 189-196.
- Mergel, K., y Kirkby, E. 2001. Principles of plant nutrition. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 849 p.
- Mehlich, A. 1985. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. Commun. Soil Sci. Plan. 15(12): 1409-1416.
- Merino, A., Edeso, J.M. 1999. Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don plantations from northern Spain after intensive site preparation. For Ecol. Manage. 116: 83-91.
- Merino, A., Pérez-Batallón, P., Macías, F. 2004. Responses of soil matter and greenhouse gas fluxes to changes in soil management and land use in a humid temperate region of southern Europe. Soil Biol. Biochem. 36: 917-925

- Metson, A.J. y Saunders, W.M.H. 1978. Seasonal variations in chemical composition of pasture. I. Calcium, magnesium, potassium, sodium and phosphorus. New Zeal. J. Agr. Res. 21: 341-353
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2005a. Listado de plantas depuradoras de España.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2005b. Utilización de lodos de depuradora en agricultura. Fichas de difusión de la condicionalidad.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2006. Asistencia técnica par la implantación de la directiva IPCC en España. 142 p.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2006. Incendios Forestales en España. Año 2006. Avance Informativo. 9 p.
- Mohebbi, S. y Mahler, R.L. 1988. The effect of soil pH manipulation on chemical properties of an agricultural soil from Northern Idaho. Commun. Soil Sci. Plan. 19: 1795-1812.
- Mombiela, F.A. 1983a. Efecto de la cal y del fósforo sobre las transformaciones de nitrógeno en dos suelos ácidos de Galicia. An. INIA. Ser. Agric. 24: 269-280
- Mombiela, F.A. 1983b. El estudio de la fertilidad del suelo en Galicia. Apuntes históricos y problemática general de la investigación sobre la acidez y la falta de fósforo. Xornadas de estudio sobre los recursos da agricultura galega: 75-77; 87-110
- Mombiela, F.A. 1986. Importancia del abonado en la producción de los pastos de la zona húmeda española. Pastos 16(1-2): 27-55.
- Mombiela, F.A. y Mateo, M.E. 1984. Necesidades de cal para praderas en terrenos a monte. 1. Su relación con el Al cambiante en suelos sobre granitos y pizarras de Galicia. An. INIA. Secc. Agrícola. 25: 129-143.
- Montagnini, F. 1992. Sistemas agroforestales: principios y aplicaciones en los trópicos, 2ª ed. San José, CR. Organización para Estudios Tropicales. 622 p.
- Montero, G., Muñoz, M., Donés, J. 2003. Fijación de CO<sub>2</sub> por *Pinus sylvestris* L. en el monte "Pinar de Valsaín". Foresta nº 24: 40-49.
- Montero, J.L. y González, J.L. 1983. Diagramas Bioclimáticos, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Servicio de Publicaciones Agrarias.
- Monterroso, C., Alvarez, E., Fernández-Marcos, M.L. 1999. Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. Land Degrad. Develop. 10: 35-47.
- Montserrat, P. 1999. La gestión ambiental. Aspectos instintivos y culturales adquiridos por coevolución. In: González S. (ed) Homenaje a D. Angel Ramos Fernández E.T.S.I. Montes. Madrid: 1451-1462.
- Montserrat, P. 2002. Pastos Ibéricos. In: Pineda, F. D.; Miguel, J. M.; Casado, M. A.; Montalvo, J. (ed) La diversidad biológica en España, Pearson Educación. Madrid: 81-88.

- Mortvedt, J.J., Giordano, P.M., Lindsay, W.L. 1983. Micronutrientes en agricultura. Ed: Agt.
- Mosquera, M.R., González, A., Brea, T. 1992. Efecto de la dosis y tiempo de aplicación del primer nitrógeno anual a una pradera de raigrás y trébol. XXXII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos: 185-193.
- Mosquera, M.R. 1993. Producción y manejo de forrajes en un sistema de producción lechera. Tesis Doctoral. Univ. Santiago de Compostela
- Mosquera, M.R., González-Rodríguez, A. 1996. Efecto de la fertilización nitrogenada y potásica sobre la composición química de la pradera. Actas XXXVI Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. La Rioja: 235-238.
- Mosquera, M.R., González-Rodríguez, A. 1997. Uso del nitrógeno y potasio para incrementar la producción y persistencia del trébol blanco. Revista Pastos XXVII (2): 207-218.
- Mosquera, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-López, M. 1998. Use of first nitrogen as complement of organic fertilisation in mixed prairies. FAO/CIHEAM. European Research Conference. Lowland Grassland of Europe. A Coruña.
- Mosquera, M.R., González-Rodríguez, A., Rigueiro-Rodríguez, A. 1999a. Ecología y manejo de praderas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 214 p.
- Mosquera, M.R. y González-Rodríguez, A. 1999b. Use of nitrogen in South Europe template grassland. 10<sup>th</sup> Nitrogen Workshop. Denmark.
- Mosquera, M.R., López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A. 2000a. Efecto del encalado y la adición de lodos sobre los contenidos de calcio y magnesio en el pasto en sistemas silvopastorales. III Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes: 671-676.
- Mosquera, M.R. y González-Rodríguez, A. 2000b. Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: I. Efecto sobre la composición botánica, el contenido en proteína y el nivel de macroelementos. Pastos XXX (2): 241-260.
- Mosquera, M.R.; López, M.L. Rigueiro, A. 2001a. Sewage sludge fertilisation on a silvopastoral system with pines in northwestern Spain. Agroforest. Syst. 53: 1-10
- Mosquera, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., Villarino Urtiaga, J.J. 2001b. Establecimiento de sistemas silvopastorais. Conselleria de Agricultura, Gandería e Política agroalimentaria. Xunta de Galicia.
- Mosquera, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-Díaz, M.L. 2001c. Sewage sludge fertilisation of a silvopastoral system with pines in northwestern Spain. Agroforest. Syst. 53: 1-10.

- Mosquera M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-Díaz, M.L., Rodríguez-Barreira, S. 2001d. Efecto del sombreado y la época de siembra en el establecimiento y producción de varias especies pratenses. *Investigación Agraria: Producción y Protección Vegetal* 16(2): 169-186.
- Mosquera, M.R., López-Díaz, M.L., Rigueiro-Rodríguez, A. 2001e. Effect of date of application of sewage sludge in nitrogen and pasture production. I World Congress on conservation Agriculture. FAO. Environment Farmers Experiences Innovations Socio-economy Policy, Madrid, 2: 409-412.
- Mosquera, M.R. y González-Rodríguez, A. 2001f. Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: II. Efecto sobre el nivel de microelementos. *Pastos XXXI* (2): 233-248
- Mosquera, M.R. y Rigueiro-Rodríguez, A. 2002. Variability of sewage sludge parameters. Implications on fertilisation uses. VII European Society for Agronomy Congress. Córdoba: 393-394.
- Mosquera, M.R., Lopez- Díaz, M.L., Iglesias-Rego, R.; Fernández-Núñez, E., Fernández-Gómez, S., Jardón-Bouzas, B. y Rigueiro-Rodríguez, A. 2002b. Micronutrient content of main natural herbs, shrubs and forage trees in NW Spain. In: Multi-function Grasslands. Quality Forages, animal products and Landscapes. Grassland Science in Europe UK.. 7: 88-89.
- Mosquera, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., López-López, M.J. 2002c. Organic fertilisation on highlands pastures. FAO REU Technical series 64: 53-56.
- Mosquera, M.R., González-Rodríguez A., Rigueiro-Rodríguez A. 2004. Fertilization with N and K pastures in temperate areas. *Journal of Range Management* 57: 280-290.
- Mosquera, M.R., Rodríguez-Barreira, S., Rigueiro-Rodríguez, A. 2005. Shading effect on establishment and productivity of cocksfoot (*Dactylis glomerata* L. cv. Artabro). In: Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity. Proceedings of the 13<sup>th</sup> International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Tartu. Estonia
- Mosquera, M.R. y Fernández-Núñez, E. 2006. Los sistemas silvopastorales como alternativa económicamente rentable en el uso de zonas agrícolas abandonadas. Simposium sobre valoración económica de activos naturales. Santiago de Compostela.
- Mosquera, M.R., Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A. 2006b. Pasture, tree and soil evolution in silvopastoral systems of Atlantic Europe. *Forest Ecol. Manag.* 232: 135-145.

- Mosquera, M.R., Pinto-Tobalina M., Rigueiro-Rodríguez A. 2006c. The herbaceous component in temperate silvopastoral systems. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 380-387
- Muñoz, C., Cancino, J., Espinosa, M. 2005. Análisis de biomasa del vuelo de un rodal adulto de *Pinus radiata*. *Bosque*, 26 (3): 33-44.
- Muñoz-Taboadela, M. y Guitian-Ojea, F. 1962. La necesidad de cal en suelos de cultivo gallegos. *An. Edaf. Agrob.* 21: 473-480.
- Muñoz-Taboadela, M. 1965. Suelos de Galicia. Análisis y necesidades de fertilizantes con especial referencia al fósforo. *Monografías de Ecología Agraria*, 2. CSIC (eds.). Madrid.
- Muslera, E. y Ratera, C. 1991. Producción de forrajes. Ed. Mundi-Prensa
- Nair, P.K.R. 1989b. ICRAF Agroforestry Systems Inventory project. In: Nair P.K.R. (ed) *Agroforestry Systems in the Tropics*. Kluwer Academic Publishers: 21-28.
- Nair, P.K.R. 1989c. Classification of agroforestry systems. In: Nair P.K.R. (ed) *Agroforestry Systems in the Tropics*. Kluwer Academic Publishers: 39-52.
- Nair, P.K.R. 1990. Calssification of agroforestry systems. In: MacDicken K.G.; Vergara N.T. (ed) *Agroforestry: Classification and Management*. John Wiley & Sons, Inc. New York, EEUU
- Nair, P.K.R. 1991. State of the art of agroforestry systems. *Forest Ecol. Manag.* 45:5-29.
- Nair P.K.R 1993. An introduction to agroforestry. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. The Netherlands, 499 p.
- Nair R.P.K., Nair V. 2002. Carbon sequestration in agroforestry systems. 17<sup>th</sup> World Congress Soil Science. Paper nº 989: 1-13.
- Nair, V.D., Kalmbacher, R.S. 2004. Silvopasture as an approach to reducing nutrients loading of surface water from farms. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro- Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 272-274.
- Nair, R.P.K., Gordon, A.M., Mosquera-Losada, M.R. 2007. *Encyclopedia of Ecology*. (En prensa).
- Navarro, J., Moral, R., Gómez, I., Mataix, J. 1995. *Residuos orgánicos y agricultura*. Servicio de publicaciones de la Universidad de Alicante.
- Nielsen, S.S. 1991. Digestibiity of legume proteins. *Food Technol.* 45(9):112-118.
- Nielsen, W.A., Pataczek, W., Lynch, T., Pyrke, R. 1992. Growth response of *Pinus radiata* to multiple applications of nitrogen fertilizer and evaluation of the quantity of added nitrogen remaining in the forest system. *Plant Soil* 144: 207-217.

- Norton, B.W. 1982. Differences between species in forage quality. Proceedings of an International symposium held at St. Lucia, 1981. Nutritional Limits to Animal Production from Pastures: 91-109.
- Novoa-Muñoz, J.C., Urrutia, M., Martínez-Cortizas, A., García-Rodeja, E. 1998. Capacidad de neutralización de protones en suelos ácidos de Galicia (NW de España). 16<sup>th</sup> World Congress of Soil Science. Simposiun N° 24.
- NRC. 1981. Nutrients Requirements of Goats: Angora, Dairy and Meat Goats in Temperate and Tropical Countries. Committee on Animal Nutrition.
- NRC. 1985. Nutrient requirements of sheep. The National Academic Press.
- NRC. 1989. Nutrient requirements of horses. The National Academic Press.
- NRC. 2000. Nutrient requirements of beef cattle. The National Academic Press.
- Olea, L., Paredes, J., Verdasco, M.P. 1991. Características y producción de los pastos de las dehesas del SO de la Península Ibérica. Pastos 20-21 (1-2): 131-156.
- Olsen, S.R. 1983 Micronutrients interactions. In: Mortvedt, J.J, Giordano, P.M, Lindsay, W. (ed) Micronutrients in Agriculture. Soil Science Society of America
- Omil, B. 2003. Estudio de la aplicación de los lodos de una EDAR de una industria láctea sobre suelo y vegetación arbórea en un sistema silvopastoral. Proyecto fin de carrera. Escuela Politécnica Superior-Lugo. Univ. de Santiago de Compostela.
- Omil-Ignacio, B., Mosquera-Losada, M.R., Rigueiro-Rodríguez, A., Merino-García, A. 2006. Application of limed sewage sludge to a young *Pinus radiata* plantation on acid soil. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Mangement. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK. 165-168.
- Onokpise, O.U. y Whilby, L. 2005. Evaluating forage grass cultivars for a silvopastoral system in north Florida. Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings 64: 86-89.
- O'Riordan, E.G., Dodd, V.A., Fleming, G.A., Tunney, H. 1987. The fertiliser nutrient value of an anaerobically digested sewage sludge under grassland field conditions. Irish J. Agr. Food Res. 26: 199-211.
- O'Riordan, E.G., Dodd, V.A., Fleming, G.A., Tunney, H. 1994. Repeated application of a metal-rich sewage sludge to grassland. Effects on metal levels in soil. Irish J. Agr. Food Res. 33: 41-51.
- Papanastasis, P. 1996. Silvopastoral Systems and range management in the mediterranean region. In: Etienne (ed) Wester Silvopastoral Systems. INRA: 143-156.
- Pearson, C.J., Ison, R.L. 1987. Vegetative growth. Agronomy of grassland Systems, 3: 27-47.

- Percival, N.S., Bond, D.I., Hawke, M.F., Cranshaw, L.J., Andrew, B.L., Knowles, R.L. 1984. Effects of radiata pine on pasture yields, botanical composition, weed populations and production of a range of grasses. Proceedings of a technical workshop on Agroforestry. Ministry of Agriculture and Fisheries. Wellington: 13-22.
- Peri, P.L., Varella, A.C., Lucas, R.J., Moot, D.J. 2001. Cocksfoot and lucerne productivity in a *Pinus radiata* silvopastoral system: a grazed comparison. Proceedings of the New Zealand Grassland Association, 63: 139–147.
- Peri, P.L., McNeil, D.L., Moot, D.J., Varella, A.C., Lucas, R. J. 2002. Net photosynthetic rate of cocksfoot leaves under continuous and fluctuating shade conditions in the field 2002 Grass Forage Sci. 57: 157–170.
- Perkin-Elmer Corporation. 1977. Instructions mercury analysis system. Norwalk. Conneticut. U.S.A.
- Pessarakli, M. 2002. Handbook of plant and crop physiology. Second edition. Marcel Dekker Inc. New York.
- Piñeiro, J., González, E., Pérez, M. 1977. Acción del fósforo, potasio y cal en el establecimiento de praderas en terrenos procedentes de monte. III Seminario INIA/SEA sobre Pastos, Forrajes y Producción Animal: 53-83.
- Piñeiro, J., y Pérez M. 1987. Pasto y clima. En “Memoria del Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, 1986-1987”. Ed.Consellería de Agricultura. Xunta de Galicia: 35-39.
- Piñeiro, J., y Pérez, M. 1988. Producción del pasto entre pinos. Agricultura: 480-484.
- Piñeiro, J., y Pérez, M. 1992a. Especies pratenses y modo de aprovechamiento II.- Efecto sobre el contenido de calcio, magnesio y la relación K/(Ca+Mg).XXXII Reunión Científica de la SEEP: 261-266
- Piñeiro, J., Pérez, M. 1992b. Especies pratenses y modo de aprovechamiento I.- Efecto sobre el contenido de proteína bruta, fósforo y potasio. XXXII Reunión Científica de la SEEP 255-260.
- Pinto, M., Besga, G., Rodríguez, M. 2002. Chemical composition os species-rich pastures. FAO REU Technical series, 64: 233-237.
- Pomares, F., y Canet, R. 2001. Residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. In: Boixadera J.; Rosa-Teira M. (ed) Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Univ. Lleida: 195-213
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, 929p.
- Quinteiro-Rodríguez, M.P. 1994. Materia orgánica y especiación de metales en suelos tratados con lodos residuales. Tesis doctoral. Univ. Vigo.



- Quintero-Rodríguez, M.P., Andrade-Couce, M.L., De Blas-Varela, E. 1998. Efecto de la adición de lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de campo. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 5: 1-5.
- Rackham, O. 2001. Wood-pasture and cultural savannas in Europe. UK Agroforestry Forum: Annual Meeting. Trees, Farms, Rural development. University of Leeds. School of Biology. UK.
- Reglamento (CE) no 1698/2005 DEL CONSEJO de 20 de septiembre de 2005 relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER) Diario oficial de la Unión Europea 21/10/2005. L 221.
- Reid, R., Post, A.J., Jung, G.A. 1970. Mineral composition of forages. W. Virginia agric. Exp. Stn. Bull 589T.
- Rigueiro, A. 1992. El pastoreo controlado en los bosques gallegos. *El Campo*, 124: 29-33.
- Rigueiro, A., Silva-Pando, F.J., Rodríguez-Soalleiro, R., Castrillón-Palomeque, P. A., Alvarez-Alvarez, P., Mosquera-Losada, M.R., Romero-Franco, R., González-Hernández, M.P. 1998a. Manual de sistemas silvopastorales. Proxecto Columella. Area Forestal. Serie Manuales Técnicos. Universidad de Santiago de Compostela. Programa ADAPT.
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada, M.R., Romero-Franco, R. 1998b. Desarrollo y producción de distintas especies pratenses bajo robledal. Reunión Científica de la Sociedad Española para el estudio de los pastos. *Soria*, 38: 193-196
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.L. 1999a. Silvopastoral systems in prevention of forest fires in the forest of Galicia (NW Spain). *Agroforestry Forum*. Vol. 9.
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada, M.R., López-Díaz, M.L. 1999b. Nitrogen extraction from different doses of organic mature complemented by different inorganic fertiliser. 10<sup>th</sup> Nitrogen Workshop. Denmark.
- Rigueiro, A. 2000. Sistemas silvopastorales en la Iberia Atlántica. XL Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. Bragança- A Coruña- Lugo, 649-658.
- Rigueiro, A., Mosquera, M.R., Gatica Trabanini, E. 2000b. Pasture production and tree growth in a young pine plantation fertilized with inorganic fertilisers and milk sewage in northwestern Spain. *Agroforest. Syst.* 48: 245-256.
- Rigueiro, A., López Díaz, M.L., Iglesias-Rego, R., Fernández-Nuñez, E., Fernández-Gómez, S., Jardón-Bouzas, B., Mosquera-Losada, M.R. 2002. Macronutrient concentration of main natural herbs, shrubs and forage trees in NW Spain. *Grassland Science in Europe*, 7: 90-91
- Rigueiro, A., Amador, A., Mosquera, M.R. 2002b. Characterisation of dairy and municipal sewage sludge as fertilisers. VII European Society for Agronomy Congress. Córdoba: 399-400.

- Rigueiro, A., Omil-Ignacio, B., Merino, A., Mosquera, M.R. 2002c. Effects of the addition of a dairy sewage sludge on soil parameters in an agroforestry system. VII European Society for Agronomy Congress. Córdoba: 403-404.
- Rigueiro, A., Gómez, C., Mosquera, M.R. 2004a. Milk sewage sludge as fertiliser in silvopastoral systems. European Grassland Federation. Grassland Science in Europe. 8.
- Rigueiro, A., Mosquera, M.R., López-Díaz M.L. 2004b. Efecto de la fertilización con distintas dosis de lodos de depuradora urbana y complementación con potasio sobre la producción de la pradera mixta
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada M.R., Romero-Franco, R., González Hernández, M.P., Villarino Urtiaga, J.J., López Díaz, L. 2005a. 25 años de investigación en Galicia sobre sistemas silvopastorales en prevención de incendios forestales. II International Conference on Prevention Strategies of Fires in Southern Europe. Barcelona.  
<http://www.ctfc.es/confeinfor/articles/PAPER%20RIGUEIRO.pdf>
- Rigueiro, A., Rois-Díaz, M., Mosquera-Losada M.R. 2005b. Prevención contra incendios, efectos del pastoreo en el bosque y protección de la biodiversidad Libro de Abstracts. II International Conference on Prevention Strategies of Fires in Southern Europe. Barcelona:160.
- Rigueiro, A., Rodríguez-Barreira, S., Mosquera-Losada, M.R. 2005c. Evolución de la composición botánica en terreno de monte como resultado del efecto residual de la fertilización y el encalado. CD de Actas del 4º Congreso Forestal Español.
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada, M.R., Romero-Franco, R., González-Hernández, M.P., Villarino Urtiaga, J.J. 2006. Silvopastoral systems as a forest fire prevention technique. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 380-387
- Rigueiro, A., Fernández-Núñez, E., Mosquera-Losada, M.R. 2006b. Effect of fertilization, tree species, plantation density and sowing mixture on pasture production and soil characteristics in silvopastoral systems. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK:182-184.
- Rigueiro, A., Rodríguez-Barreira S., Mosquera-Losada, M.R., 2006c. Residual effect of organic fertilization and liming on phosphorus soil and pasture level in a silvopastoral system. Grassland Science in Europe. EGF. Tartu, 10: 610-612.
- Rigueiro, A., Mosquera-Losada, R., López-Díaz, M.L. 2007. Mineral concentrations in herbage and soil in a *Pinus radiata* silvopastoral system in north west Spain after sewage sludge and lime application. Grass Forage Sci. 62(2): 208-224.

- Rivas-Martínez S. 1987. Mapa de series de vegetación de España 1:400.000 y memoria. ICONA. Madrid
- Roberts, A.C.H. 1987. Seasonal variation in soil test and nutrient content of pasture at two sites in Taranaki. New Zeal. J. Exp. Agr. 15: 283-294.
- Rodríguez, M., y Domingo, M. 1997. Fertilización nitro-fosfo-potásica en praderas naturales del País Vasco. Pastos, 17 (1-2): 203-218.
- Rodríguez-Barreira, S. 2000. Estudio de la influencia de la intensidad luminosa sobre la composición química y desarrollo fenológico de distintas especies pratenses. Proyecto fin de carrera. EPS Lugo. Universidad de Santiago de Compostela
- Rois-Díaz, M., Mosquera-Losada, M. R., Rigueiro-Rodríguez, A. 2006. Biodiversity Indicators on silvopastoralism across Europe. European Forest Institute. EFI Technical Report 21. 68 pp.
- Romanyá, J., Vallejo, R. 1996. Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. For. Sci. 42: 192-197.
- Romheld, V., Marschner, H. 1991. Function of micronutrients in plants. In: Mortvedt J.J. (ed) Micronutrients in agriculture, 2<sup>nd</sup> ed. Soil Science Society of America, Madison: 297-328.
- Römken, P., Hoenderboom, G., Dolfing, J. 1999. Cu solution geochemistry in arable soils: field observations and model application. J. Env. Q. 28: 776-783
- Salomons, W. 1995. Heavy metals. Forstner Mader eds.
- Sánchez, F., Rodríguez, R., Rojo, A., Alvarez, J.G. 2003. Crecimiento y tablas de producción de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Invest. Agrar.: Sist. Recur. For. 12 (2): 65-83.
- Sánchez-Rodríguez, F., Rodríguez-Soalleiro, R., Español, E., López, C.A., Merino, A. 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. Forest Ecol. Manag. 171: 181-189.
- Sanders, J.R., McGrath, S.P., Adams, T.M.M. 1986. Zinc, Copper and Nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. J. Sci. Food Agric. 37: 961-968.
- San Miguel, A. 2001. Pastizales Naturales Españoles. Caracterización, aprovechamiento y posibilidad de mejora. Fundación Conde Valle de Salazar.
- San Miguel, A. y Roig, S. 2006. Diccionario de Términos Pascícolas  
<http://www.montes.upm.es/Dptos/DptoSilvopascicultura/SanMiguel/pdfs/publicaciones/diccionario%20t%C3%A9rminos%20pasc%C3%ADcolas.htm>
- Saña, J. 1994. La Qualitat dels Biosòlids com a Fertilitzans i com a Esmenes Orgàniques. Muñeriego R y Sala L. (ed) Universitat Politècnica de Catalunya: 19-31.
- Saña-Vilaseca, J., Moré-Ramos, J.C., Cohí-Ramón, A. 1996. La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

- SAS. 2001. SAS/Stat User's Guide: Statistics Ed. SAS Institute Inc., Cary, NC. USA
- Schoffelen, A.C., y Middleburg, H.A. 1954. Structural deterioration of lateritic soils through liming. Trans. Fifth Int. Congr. Soil Sci. 2: 158-165
- Serna, M.D., Pomares, F. 1992. Indexes of assessing N availability in sewage sludges. Plant Soil 139(1): 15-21.
- Sharrow, S.H. 1983. Agroforestry: growing trees, forage and livestock together. The Woodland Workbook. Extension circular 1114. Oregon State University, Extension Service.
- Sharrow, S.H. 1997. The biology of Silvopastoralism. Agroforestry Notes AF Note 9: 4 pp.
- Sharrow, S.H. 1999. Silvopastoralism: competition and facilitation between trees, livestock, and improved grass-clover pastures on temperate rainfed lands. En: Agroforestry in sustainable agricultural systems. Editor Buck LE, Lassoie JP y Fernández ECM. Lewis publishers: 111-130.
- Shuman, M., Dudka, S., Das, K. 2001. Zinc Forms and Plant Availability in a Compost Amended Soil Water, Air, & soil Pollution, Volume 128 numbers 1-2/Mayo 2001:1-11.
- Sibbald, A.R., y Sinclair F.L. 1990. A review of agroforestry research in progress in the U.K. Agroforestry Abst 3(4): 150-164.
- Sibbald, A. 1996. Silvopastoral systems on temperate sown pastures: a personal perspective. In: Etienne M. (ed) Western European Silvopastoral Systems. INRA editions: 23-36.
- Sigua, G.C., Adjei, M.B., Rechcigl, J.E. 2005. Cumulative and residual effects of repeated sewage sludge applications: Forage Productivity and Soil Quality Implications in South Florida, USA. Environ Sci & Polut Res 12 (2): 80-88.
- Silva-Pando, F. J. 1988. Aprovechamientos silvopastorales. Actas curs d'estudis Pirenencs. Seo de Urgel: 1-21.
- Silva, F.J. y González, M.P. 1992. Agroforestry helps prevent forest fires. Agroforestry today. 4(4): 7-9.
- Silva-Pando, F.J., González-Rodríguez, M.P., Rigueiro-Rodríguez, A., Rozados-Lorenzo M.J., Prunell, A. 1998. Grazing livestock under pinewood and eucalyptus forest in Northwest Spain. Agroforestry forum, 9 (1): 36-43.
- Silva-Pando, F.J., Rozados-Lorenzo, M.J. 2002. Agrosilvicultura, Agroforestería, Prácticas forestales, Uso múltiple: Una definición y un concepto. Cuad.Soc. Esp. Cien. For. 14: 9-21.
- Silva-Pando, F.J., González-Hernández, M.P., Rozados-Lorenzo, M.J. 2002b. Pasture production in a silvopastoral system in relation with microclimate variables in the atlantic coast of Spain Agroforest. Syst. 56: 203-211.

- Silva-Pando, F.J. 2006. Forestry, pastoral systems and multiple use woodland. In: Mosquera-Losada, M.R.; McAdam, J.; Rigueiro-Rodríguez, A. (ed) *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CAB International Publishing, Oxfordshire. UK: 388-394
- Silvar, M.A. 2004. Efecto de la aplicación de lodos de depuradora urbana, complementados con nitrógeno y potasio mineral, sobre el suelo y producción, composición botánica y química del pasto. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior de Lugo
- Simpson, K. 1986. Abonos y estiércoles. Ed. Acribia, S.A.
- Sinclair, F., Eason, B., Hooker, J. 2000. Understanding and management of interactions. In: Hislop M.; Claridge J. (ed) *Agroforestry in the UK*. Forestry Commission. Bulletin 122: 17-30.
- Smith, D., Scurry, J. 1990. Topical mercurials. *J. Am. Acad. Dermatol.* 25: 1097.
- Smith, S.R. 1996. *Agricultural recycling of sewage sludge and the environment*. CAB International
- Sort, X., Alcañiz J.M. 1999a. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degrad. Dev.* 10: 3-12.
- Sort, X., Alcañiz J.M. 1999b. Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil Till. Res.* 49: 337-345.
- Soil Science Society of America (SSSA). 2001. *Glossary of Soil Science Terms*, 2001 Edition Softcover, 140 p.
- Stevens, R.J., Laughlin, R.J. 1996. Effects of lime and nitrogen fertilizer on two sward types over a 10-year period. *J. Agr. Sci.* 127: 451-461
- Stevenson, A.C., Harrison, R.J. 1992. Ancient forests in Spain: a model for land-use and dry forest management in south-west Spain from 4000 BC to 1900 AD. *Proc. Prehistoric Soc.* 58: 227-247
- Stevenson, F.J., Cole, M.A. 1999. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. John Wiley & Sons Inc. Danvers. MA. 427 p.
- Tandon, H.L.S. y Roy, R.N. 2004. *Integrated Nutrient Management - A Glossary of Terms*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Roma), y la Organización para el Desarrollo y Concentración en materia de Fertilizantes, (Nueva Delhi).
- Taylor, R.W., Xiu, H., Mehadi, A.A., Shuford, J.W., Tadesse, W. 1995. Fraction of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plan.* 26 (13-14): 2193-2204.

- Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2006. 2001. La transformación histórica del paisaje de Galicia. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría General de Medio Ambiente
- Thompson K, Hodgson JG, Grime JP, Burke MJW (2001) Plant traits and temporal scale: evidence from a 5-year invasion experiment using native species. *Journal of Ecology* 89:1054-1060
- Thorntwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geog. Rev.* 38: 55-94.
- Tiffany, M.E., McDowell, L.R., O'Connor, G.A., Nguyen, H., Martin, F.G., Wilkinson, N.S., Cardoso, E.C. 2000a. Effects of pasture-applied biosolids on forage and soil concentrations over a grazing season in North Florida. I. Macrominerals, crude protein and In Vitro digestibility. *Commun. Soil Sci. Plan.* 31(1-2): 201-213.
- Tiffany, M.E., McDowell, L.R., O'Connor, G.A., Nguyen, H., Martin, F.G., Wilkinson, N.S., Cardoso, E.C. 2000b. Effects of pasture applied biosolids on forage and soil concentrations over a grazing season in North Florida. II. Microminerals. *Commun. Soil Sci. Plan.* 3 (1-2): 215-227.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Monographs in population biology. Princeton University Press. 296 p.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., Beaton, J.D., Havlin, J.L. 1993. Soil fertility and fertilizers. Fifth Edition. Macmillan Publishing Company. New York. 634 p.
- Tsadilas, C.D., Matsi, Th., Barbayiannis, N., Dimoyiannis, D. 1995. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions. *Commun. Soil Sci. Plan.* 26(15-16): 2603-2619.
- UN. 1992. Agenda 21. United Nations Conference on Environment & Development. Rio de Janeiro. Brasil.
- Underwood, E.J. 1981. The mineral nutrition of livestock, 2<sup>nd</sup> edn. Commonwealth Agricultural Bureaus, Farnham Royal, 180 p.
- Underwood, E.J. y Suttle, N.F. 1999. The mineral nutrition of livestock. Tercera edición. CABI: 375-396.
- VARIAN. 1989. Analytical methods. VARIAN (ed). Australia.
- Villarino, J.J. y Riesco, G. 1997. La relación diámetro de copa-diámetro normal en *Betula celtibérica* Rothm. et vas. En: Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 4:565-571.
- Vivekanandan, M., Brown, J.R., Williams, J., Clevenger, T., Belyea, R., Tumbleson, M.E. 1991. Tolerance of forage legumes to lime-stabilized sludge. *Commun. Soil Sci. Plan.* 22(5-6): 449-463

- Virgel-Mentxaka, S. 2002. Efecto de la aplicación de escoria siderúrgica LD y fertilizante NPK en sistemas agrarios. Tesis doctoral. Univ. País Vasco
- Walter, W., Lieth, M. 1969. Klimadiagram Wltatlas.Veb. Gustav Fisher Verlag. Ic.
- Wang, H., Kimberley, M.O., Magesan, N.G., McKinley, R.B., Lee, J.R., Lavery, J.M., Hodgkiss, P.D.F., Payn, T.W., Wilks, P.J., Fisher, C.R., McConchie, D.L. 2006. Midrotation effects of biosolids application on the growth and wood properties in a *Pinus radiata* plantation, Can. J. For. Res. 36: 1921-1930.
- Wang, H., Magesan, G.N., Kimberley, M.O., Payn, T.W., Wilks P.J., Fisher, C.R. 2004. Environmental and nutritional responses of a *Pinus radiata* plantation to biosolids application. Plant Soil 267(1-2): 255-262.
- Waring, H.D. y Snowdon, P. 1986. Early growth responses by *Pinus radiata* to three mixed fertilizers. Aust. For. Res. 16: 91-95
- Wheeler, D.M. 1998. Investigation into the mechanisms causing lime responses in a grass/clover pasture on a clay loam soil. New Zeal. J. Agr. Res. 41: 497-515.
- White, C.L. 1993. The zinc requirement of grazing ruminants.In: Robson A.D. (ed) Zinc in soils and plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht: 197-206.
- Whitehead, D.C. 1995. Grassland Nitrogen. CAB international. Wallingford. UK, 397 p.
- Whitehead, D.C. 2000. Nutrient elements in grassland. Soil-Plant- Animal Relationships. CAB international. Wallingford. UK, 369 p
- Who. 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organization. Geneva.
- Wilkinson, J.M., Hill, J., Livesyey C.T. 2001. Accumulation of potencialy toxic elements in the body tissues of sheep grazed on grassland given repeated applications of sewage sludge. Anim. Sci. 72: 179-190.
- Will, G.M. 1985. Nutrient deficiencies as n fertiliser use in New Zealand and exotic forests. New Zealand Forest Service, FRI Bulletin No. 97. Rotorua. New Zealand.
- Williams, P.A., Gordon, A.M., Garrett, H.E., Buck, L. 1997. Agroforestry in North America and its role in farming systems. In: Gordon A.M.; S.M. Newman (ed) Temperate Agroforestry Systems. CAB International: 9-84.
- Willman, D., Acuña, G.H., Joy, M.P. 1994. Concentrations of N, P, K, Ca, Mg and Na in perennial ryegrass and white clover leaves of different ages. Grass Forage Sci. 49: 422-428
- Wilson, J.R. 1996. Shade-stimulated growth and nitrogen uptake by pasture grasses in a subtropical environment. Aust. J. Agr. Res. 47: 1075-1093.
- Witter, E. 1992. Heavy metal concentrations in agricultural soils critical to microorganisms. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4079.
- Worrel, A. C. 1959. Los costos y beneficios sociales y privados en la silvicultura. Unasylva 13 (3).
- Xunta. 1998. Anuario de estadística agraria.

- Xunta 1999. Código buenas prácticas agrarias.
- Xunta. 2001. Anuario de estadística agraria.
- Xunta. 2002. Anuario de estadística agraria.
- Xunta. 2004. Informe Plan Infoga.
- Xunta. 2006a. Galicia en cifras. Anuario 2005. Instituto Gallego de Estadística.
- Xunta. 2006b. Balance definitivo dos lumes producidos no 2005. Consellería do Medio Rural.
- Zamora R., García-Fayos, P., Gómez-Aparicio L. 2004 Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica In: Valladares F. (ed) Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante.. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid: 371-393.
- Zas, R., Español, E., Alonso, M., Vega, G. 2000. Nutritional status of young *Pinus radiata* plantations in northwest Spain. In: Proceedings of the International Symposium of Managing Forest Soils for Sustainable Productivity, Vila Real, Portugal: 51.
- Zas, R., Alonso, M. 2002. Understorey vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain. Forest Ecol. Manag. 171: 101-111.



## **VIII. ANEXO 1**

Profundidad	Método	Análisis	Encalado	Fertilización	Muestreo	Fertilización*Encalado	Encalado*Muestreo	Fertilización*Muestreo	Fertilización*Encalado*Muestreo
5 cm	H <sub>2</sub> O KCl	pH	***	***	8%	ns	ns	ns	ns
		pH	***	***	**	***	ns	ns	ns
	CNS	C/N	*	ns	***	ns	ns	ns	ns
		MO	ns	***	ns	**	ns	ns	ns
		N	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
		P	ns	***	**	ns	ns	ns	ns
		K	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
	Sulfúrico	Na	ns	ns	*	ns	ns	*	9%
		Ca	***	***	***	**	8%	*	ns
		Mg	*	***	ns	ns	7%	ns	8%
		Fe	ns	**	**	ns	ns	ns	ns
		Zn	ns	***	ns	ns	ns	**	ns
	Microondas	Cu	ns	***	ns	ns	ns	**	9%
		Mn	ns	***	**	ns	ns	*	ns
		Pb	ns	***	*	ns	ns	***	*
		Ni	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Cr	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Cd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Cice	**	**	**	ns	ns	*	*
	Ciba	Al/Cice	**	***	8%	ns	ns	ns	ns
		K/Cice	ns	9%	***	ns	ns	ns	ns
		Na/Cice	5%	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Ca/Cice	**	***	*	ns	ns	*	ns
		Mg/Cice	ns	*	*	ns	7%	ns	ns
		K	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Na	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Ca	**	***	**	ns	ns	*	9%
		Mg	ns	***	**	ns	ns	ns	ns
		P	ns	***	*	ns	ns	ns	ns
Mehlich		K	*	ns	*	ns	ns	ns	ns
		Ca	***	***	*	**	6%	ns	ns
		Mg	7%	***	*	ns	ns	**	ns
		Fe	ns	*	**	ns	ns	ns	ns
		Al	9%	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Mn	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
		Zn	ns	***	***	ns	*	6%	ns
		Pb	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Cd	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
		Cu	ns	***	**	ns	ns	ns	ns
		Ni	ns	***	ns	ns	***	**	6%
		Cr	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 1. Resultados de los ANOVAs de la composición del suelo en los muestreos realizados en el período 2001-2003 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) según la diferente metodología empleada. (ns: no significativo, \*: p < 0,05, \*\*: p < 0,01, \*\*\*: p < 0,001).

Profundidad	Método	Análisis	Encalado	Fertilización	Muestreo	Fertilización*Encalado	Encalado*Muestreo	Fertilización*Muestreo	Fertilización*Encalado*Muestreo
25 cm	<i>H<sub>2</sub>O</i>	pH	*	**	***	ns	ns	ns	ns
		pH	*	***	*	ns	ns	ns	ns
	<i>KCl</i>	C/N	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		M/O	ns	***	ns	*	ns	ns	ns
	<i>CMS</i>	N	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Sulfúrico</i>	K	7%	6%	**	*	ns	7%	*
		Na	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
	<i>Microndas</i>	Ca	9%	ns	***	ns	ns	ns	7%
		Mg	7%	*	**	ns	ns	*	*
		Fe	ns	*	***	ns	ns	ns	ns
		Zn	ns	***	**	ns	ns	ns	7%
		Cu	*	***	*	7%	ns	ns	ns
		Mn	ns	**	***	ns	ns	ns	ns
		Pb	ns	8%	6%	ns	ns	ns	ns
		Ni	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Cr	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Cd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Ciba</i>	Cice	**	***	***	ns	ns	*	ns
		Al/Cice	**	***	**	*	ns	ns	ns
		K/Cice	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Na/Cice	ns	*	***	ns	*	***	ns
		Ca/Cice	**	***	***	ns	ns	ns	ns
		Mg/Cice	ns	***	***	ns	*	ns	7%
		K	8%	ns	***	ns	*	ns	ns
		Na	**	**	***	ns	**	***	ns
		Ca	ns	ns	*	*	ns	ns	ns
		Mg	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
	<i>Mehlich</i>	K	ns	*	***	ns	ns	9%	ns
		Ca	***	***	**	***	ns	*	ns
		Mg	ns	***	*	ns	ns	*	ns
		P	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
		Fe	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Al	***	ns	*	ns	9%	ns	ns
		Mn	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
		Zn	ns	***	*	ns	7%	ns	ns
		Pb	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
		Cd	*	ns	**	ns	ns	ns	ns
	<i>FIAS</i>	Cu	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Ni	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Cr	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		Hg	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 1 (continuación). Resultados de los ANOVAs de la composición del suelo en los muestreos realizados en el período 2001-2003 a las dos profundidades analizadas (5 y 25 cm) según la diferente metodología empleada. (ns: no significativo, \*:  $p < 0,05$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ ).

Año	Variable	Encalado	Fertilización	Año	Fertilización*Encalad	Encalado*Año	Fertilización*Año	Fertilización*Encalado*Año
1998	Altura (H)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Diámetro (D)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Relación H/D	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	% Cobertura	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
2001	Altura (H)	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
	Diámetro (D)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Relación H/D	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	% Cobertura	ns	6%	ns	ns	ns	ns	ns
2003	Altura (H)	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
	Diámetro (D)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Relación H/D	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	% Cobertura	ns	7%	ns	ns	ns	ns	ns
	Incremento H 2001-2003	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Incremento H 1998-2003	ns	6%	ns	ns	ns	ns	ns
	Incremento D 2001-2003	ns	5%	ns	ns	ns	ns	ns
	Incremento D 1998-2003	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 2. Resultados de los ANOVAs de la altura, diámetro, relación altura/diámetro, cobertura (%) en los años 1998, 2001 y 2003, así como los incrementos en altura y diámetros correspondientes a los períodos 2001-2003 y 1998-2003. (ns: no significativo, \*:  $p < 0,05$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ ).

Variable	Encalado	Fertilización	Año	Fertilización*Encalado	Encalado*Año	Fertilización*Año	Fertilización*Encalado*Año
Producción total	M. senescente	ns	6%	*	ns	**	ns
	Acículas	9%	***	***	*	***	ns
	Pasto	*	***	*	ns	ns	ns

Tabla 3. Resultados del ANOVA de la producción total de biomasa separada por fracciones (material senescente, acículas, pasto) aérea en el período 2001-2003. (ns: no significativo, \*:  $p < 0,05$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*\*\*:  $p < 0,001$ ).

Variable		Enclado	Fertilización	Muestreo	Año	Fertilización/Enclado	Enclado/Muestreo	Enclado/Año	Fertilización/Muestreo	Fertilización/Año	Muestreo/Año	Fertilización/Enclado/Muestreo	Fertilización/Muestreo/Año	Fertilización/Enclado/Año	Fertilización/Enclado/Muestreo/Año
Producción por corte	M. senecens	ns	***	*	ns	***	ns	7%	***	***	***	ns	*	ns	***
	Acículas	*	ns	**	***	***	ns	ns	*	*	***	ns	***	ns	6%
	Pasto	ns	ns	***	***	***	ns	ns	**	***	***	ns	**	ns	8%
		5%	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	7%
		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	7%	ns	ns	ns	ns	ns
Composición botánica	<i>Acroasis capillaris</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Hierba mala</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Acroasis curvis</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Hierba buena</i>	ns	*	**	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Tanacetum officinale</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Pseudanthus longifolium</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Erica cinerea</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Potentilla anicia</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Ulex europaeus</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Ajencia efusca</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Melilotus alba</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Calluna vulgaris</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Cytisus striatus</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Festuca arundinacea</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Erica umbellata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Lolium perenne</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	<i>Phacelia grandiflora</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Biodiversidad	Corte	ns	***	***	ns	ns	ns	6%	ns	7%	6%	ns	ns	ns	ns
		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 4. Resultados de los ANOVAs de producción de fitomasa aérea por corte separada por fracciones (material senescente, acículas, pasto), composición botánica y biodiversidad en el período 2001-2003. (ns: no significativo, \*: p < 0,05, \*\*: p < 0,01, \*\*\*: p < 0,001).

Método	Análisis	Enclado	Fertilización	Muestreo	Año	Fertilización/Enclado	Enclado/Muestreo	Enclado/Año	Fertilización/Muestreo	Fertilización/Año	Muestreo/Año	Fertilización/Enclado/Muestreo	Fertilización/Muestreo/Año	Fertilización/Enclado/Año	Fertilización/Enclado/Muestreo/Año
Sulfúrico	Pb	5%	ns	***	***	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
	P	ns	***	***	***	ns	ns	ns	7%	ns	***	ns	**	ns	ns
	K	ns	***	***	***	ns	ns	ns	ns	8%	***	ns	ns	6%	ns
	Na	ns	***	**	***	ns	ns	ns	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
	Ca	8%	***	**	6%	*	ns	7%	***	**	***	ns	***	ns	ns
Microondas	Mn	ns	***	***	***	ns	8%	ns	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
	Pg	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Zn	**	***	ns	*	ns	ns	ns	*	ns	***	ns	ns	ns	ns
	Cu	ns	*	ns	***	7%	*	ns	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
	Mn	ns	**	**	***	ns	ns	ns	*	ns	***	ns	ns	ns	ns
	Pb	**	ns	10%	ns	ns	7%	***	ns	ns	***	ns	ns	ns	ns
	Ni	ns	ns	*	***	ns	6%	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns
	Cr	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Cd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 5. Resultados de los ANOVAs de la composición de la fitomasa aérea en los muestreos realizados en el período 2001-2003. (ns: no significativo, \*: p < 0,05, \*\*: p < 0,01, \*\*\*: p < 0,001)